Land
Burgenland



# BraMaSchi
# Sammlung Endberichte

**Der Schilfbrand als Naturschutzmanagementmaßnahme am Neusiedler See – Ergebnisse und Schlüsse**

**BFB-Bericht 96**

**BFB-Bericht Nr. 96**
Amt der Burgenländischen Landesregierung, ISSN 0257-3105

Joiser Schilfgürtel, 13.01.2024 um 9:51 Blickrichtung See,
Quelle: Burgenländischer Landesfeuerwehrverband



BFB-Bericht 96

# Der Schilfbrand als Naturschutzmanagementmaßnahme am Neusiedler See –

## Ergebnisse und Schlüsse zum Erhalt und zur Wiederherstellung der Biodiversität anhand des wissenschaftlich begleiteten Brandes von Jois, 2024

Thomas Zechmeister, Andrea Schröck & Justin Catau, eds.

# INHALTSVERZEICHNIS

**ABSTRACT** ..... **2**

**ZUSAMMENFASSUNG** ..... **5**

**EINLEITUNG** ..... **8**

Beweggründe ..... 8

Projektplanung „BraMaSchi“ ..... 9

Projektvorbereitung und -umsetzung ..... 13

Brandfläche ..... 13

Brandverlauf ..... 14

**ZUSAMMENFASSUNGEN DER ERGEBNISSE SEITENS DER TEILPROJEKTE** ..... **16**

Universität Wien und Universität für Bodenkultur, Wien: „Auswirkungen des Pilot-Brandversuchs „BraMaSchi“ auf den Kohlenstoffbestand des Schilfgürtels im Neusiedler See – Zusammenfassung“ sowie „Kohlenstoff-Monitoring von unverbranntem Schilf in Jois im Rahmen des Pilotprojekts “Brandmanagement Schilfgürtel” – Zusammenfassung“ ..... 16

Universität für Bodenkultur: Live-Monitoring des Schilfbrands Jois im Rahmen des Pilotprojekts Brandmanagement Schilfgürtel (BraMaSchi) – Zusammenfassung ..... 18

Technische Universität Wien: Gelände-, Vegetations- und Biomassenmodell – Zusammenfassung ..... 19

Biologische Station Neusiedler See: Von der Schilfpflanze und dem Schilfgürtel – Die sensible Balance zwischen $CO_2$-Speicher und Treibhausgas-Emittent ..... 20

Biologische Station Neusiedler See: Planung, Umsetzung und Monitoring vom zukünftigen Brandmanagement ..... 22

Referat Luftreinhaltung und Luftgüte: Luftschadstoffe und Feinstaub bei Schilfbränden ..... 25

GeoSphere Austria: Ausbreitungsrechnung – Zusammenfassung ..... 31

Umweltbundesamt: Emissions- und Treibhausgasbilanzierung – Zusammenfassung ..... 34

DWS Hydroökologie: Hydroökologisches Monitoring des Schilfbrands Jois im Rahmen des Pilotprojekts Brandmanagement Schilfgürtel – Zusammenfassung ..... 35

Günther Wöss & Ute Nüsken: Brandmanagement Schilf in Jois – Fachbereich Amphibien – Zusammenfassung ..... 36

BirdLife Österreich: Ornithologie - Vergleich von Vogelgemeinschaften in Brand-, Schnitt- und Altschilfflächen – Zusammenfassung ..... 37

Im Rahmen des Teilprojekts „Ornithologie“ wurden die Brutvogel-Gemeinschaften in unterschiedlich strukturierten Untersuchungsflächen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees in untersucht. Die Zählungen wurden im Mai und Juni 2024 in einer im Jahr 2023 abgebrannten Schilffläche bei Breitenbrunn sowie in drei mehr als 15 Jahre alten Altschilfflächen in der Kernzone des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel im südöstlichen Teil des Schilfgürtels durchgeführt. Aufgrund des eingeschränkten Projektzeitraums von 6 Monaten war eine Untersuchung in der direkten Brandzone von Jois nicht sinnvoll. ..... 37

WWF: Brandmanagement als Naturschutz-Instrument (Literaturstudie) – Zusammenfassung ..... 38

**ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE SEITENS DER ORGANISATIONSEINHEITEN** ..... **40**

Agrargemeinschaft Jois: Wahrnehmungen zur wissenschaftlich begleiteten Brandschutzübung im Schilfgürtel aus dem Alltag – Zusammenfassung ..... 40

Bezirkshauptmannschaft Neusiedl am See und Landessicherheitszentrale: Die Begleitung der Brandschutzübung seitens der Bezirkshauptmannschaft – Zusammenfassung ..... 40

Feuerwehr und Landessicherheitszentrale – Beurteilung des Übungsverlaufs – Zusammenfassung ..... 41
**Diskussion ..... 42**
**Glossar ..... 45**
**Literaturverzeichnis ..... 46**
**Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen ..... 48**

**ANHANG ..... 49**
**AUSWIRKUNGEN DES PILOT-BRANDVERSUCHS „BRAMASCHI“ AUF DEN KOHLENSTOFFBESTAND DES SCHILFGÜRTELS IM NEUSIEDLER SEE ..... 50**
Zusammenfassung ..... 51
Abstract ..... 51
Einleitung / Forschungsfrage / Forschungsziel ..... 52
Ausgangssituation und Wissensstand ..... 52
Methodik ..... 53
Probennahme/Feldmethodik ..... 53
Probenverarbeitung ..... 54
Ergebnisse ..... 54
Diskussion ..... 56
Referenzen ..... 57
**KOHLENSTOFF-MONITORING VON UNVERBRANNTEM SCHILF IN JOIS IM RAHMEN DES PILOTPROJEKTS “BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL” (BRAMASCHI) ..... 58**
Zusammenfassung ..... 59
Abstract ..... 60
1. Einleitung und Stand des Wissens ..... 61
1.1 Forschungsfrage ..... 62
1.2 Forschungsziele ..... 62
2. Ausgangssituation und Wissensstand ..... 62
3. Methodik ..... 63
3.1 Stichprobenerhebung ..... 63
3.2 Laboranalysen ..... 69
3.2.1 Massenermittlung: ..... 69
3.2.2 Energiegehalt: ..... 70
3.2.3 C/N Analyse: ..... 70
3.3 Statistische Analysen ..... 70
4. Ergebnisse ..... 72
4.1 Ergebnisse Bestandesmerkmale und Trockenmasse ..... 72
4.2 Ergebnisse Energiegehalt ..... 77
4.3 Ergebnisse C/N Analyse ..... 78
5. Diskussion ..... 83
5.1. Gemessene Bestandesmerkmale und Trockenmassen ..... 83

5.2 Energiegehalt ... 84
5.3. C/N Analyse ... 85
5.4. Kohlenstoff- und Energiefreisetzung bei Verbrennung ... 85
6. Literaturverzeichnis ... 88
7. Appendix ... 89
**LIVE-MONITORING DES SCHILFBRANDS JOIS IM RAHMEN DES PILOTPROJEKTS BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL (BRAMASCHI) ... 92**
Zusammenfassung ... 93
Abstract ... 93
Einleitung ... 93
Stand des Wissens ... 94
Methodik ... 95
Ergebnisse ... 100
Diskussion ... 107
Referenzen ... 109
Anhänge ... 110
**GELÄNDE-, VEGETATIONS- UND BIOMASSEMODELL - MONITORING DES SCHILFBRANDS JOIS IM RAHMEN DES PILOTPROJEKTS BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL (BRAMASCHI) ... 111**
Zusammenfassung ... 112
Abstract ... 112
Projektziele ... 113
**Bearbeitungsgebiet und Datengrundlage** ... 113
Topographische Modelle ... 114
Digitales Geländemodell aus UAV-LiDAR ... 114
Digitales Oberflächen- und Vegetationshöhenmodell aus UAV-LiDAR ... 115
Digitales Oberflächenmodell aus Image Matching Daten ... 117
DSM Berechnung ... 117
Vergleich IM vs. ULS ... 117
Digitales Wasseroberflächenmodell ... 120
Ermittlung der Brandfläche ... 121
Schilfbiomassemodelle ... 122
Veränderung des Geländemodells ... 130
Zusammenfassung ... 132
Verwendete Software ... 132
Generierte Datensätze ... 133
Literaturverzeichnis ... 135
**AUSBREITUNGSRECHNUNG SCHILFBRAND JOIS IM RAHMEN DES PILOTPROJEKTS BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL (BRAMASCHI) ... 136**
Kurzfassung ... 137
Abstract ... 137
Einleitung / Forschungsfrage / Forschungsziel ... 138
Ausgangssituation und Wissenstand ... 138
Methodik ... 148

Ergebnisse ..... 151
Diskussion / Interpretation ..... 169
Literatur ..... 172
**UMWELTBUNDESAMT, EMISSIONS- UND TREIBHAUSGASBILANZIERUNG – PRÄSENTATIONSFOLIEN VOM 22. MAI 2024 ..... 175**
Folie 1 – Emissionsbilanzierung - Klassifizierung und Trockengewicht ..... 175
Folie 2 – Emissionsbilanzierung ..... 176
Folie 3 - Emissionsbilanzierung ..... 177
Folie 4 – Emissionsbilanzierung - Literatur ..... 177
Folie 5 - Treibhausgas-Bilanzierung ..... 178
Folie 6 - Treibhausgas-Bilanzierung ..... 179
Folie 7- Treibhausgas-Bilanzierung - Vorläufige Ergebnisse ..... 179
FOLIE 8 ..... 180
**HYDROÖKOLOGISCHES MONITORING DES SCHILFBRANDS JOIS IM RAHMEN DES PILOTPROJEKTS BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL (BRAMASCHI) ..... 181**
Abstract (Deutsch) ..... 182
Abstract (Englisch) ..... 182
Einleitung / Forschungsfrage / Forschungsziel ..... 183
*Ausgangssituation und Wissenstand* ..... 183
Methodik ..... 185
Termine und Probenstellen ..... 185
Hydrochemie ..... 187
Freiland ..... 187
Labor ..... 188
Statistik ..... 190
Biologie ..... 190
Phytoplankton ..... 190
Zooplankton ..... 191
Ergebnisse ..... 192
Temperaturlogger ..... 192
Physikalisch-chemische Parameter und Hydrochemie ..... 194
Phytoplankton ..... 197
Zooplankton ..... 200
Diskussion ..... 202
Methodische Anmerkungen ..... 202
Wassertemperatur ..... 202
Chemismus ..... 203
Plankton ..... 204
Spezifische Fragestellungen ..... 204
Resümee ..... 206
Zitattabelle ..... 207
Fachliteratur ..... 207
Fachliteratur zur Phytoplankton-Analytik ..... 208

Fachliteratur zur Zooplankton-Analytik ..... 209
Fachliteratur zur Hydrochemie-Analytik ..... 210
Glossar (Abkürzungsverzeichnis) ..... 212
**BRANDMANAGEMENT SCHILF IN JOIS – FACHBEREICH AMPHIBIEN, 2024 ..... 213**
Ausgangssituation und Wissensstand ..... 213
Methode ..... 214
Ergebnisse und Diskussion ..... 216
Fazit: ..... 222
Literatur ..... 223
Anhang ..... 224
**PILOTPROJEKT BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL (BRAMASCHI) - TEILBEREICH ORNITHOLOGIE - VERGLEICH VON VOGELGEMEINSCHAFTEN IN BRAND-, SCHNITT- UND ALTSCHILFFLÄCHEN ..... 253**
Zusammenfassung ..... 255
Einleitung ..... 256
Untersuchungsgebiete ..... 260
Erhebungsmethoden ..... 263
Wasservogel- und Limikolenzählungen auf der Brandfläche Jois ..... 263
Punkttaxierungen ..... 263
Ermittlung der Wassertiefe ..... 264
Statistische Auswertung ..... 265
Ergebnisse ..... 266
Zählungen auf der Brandfläche Jois ..... 266
Wassertiefen 2019, 2023 und 2024 im Vergleich ..... 267
Vergleich der Brandfläche mit Schnittgebieten und Altschilfflächen ..... 267
Diskussion ..... 272
Schlussfolgerungen ..... 273
Literatur ..... 275
**BRANDMANAGEMENT ALS NATURSCHUTZ-INSTRUMENT − INTERNATIONALE ERFAHRUNGEN UND HANDLUNGSOPTIONEN FÜR DIE PFLEGE VON SCHILFBESTÄNDEN NEUSIEDLER SEE-GEBIET ..... 278**
1. Einleitung ..... 279
2. Ausgangssituation − Warum wird Brandmanagement für den Schilfgürtel des Neusiedler Sees in Betracht gezogen? ..... 279
3. Methodik ..... 284
4. Ergebnisse ..... 285
4.1 Feuereinsatz in der Landnutzung in der Landschaftspflege ..... 285
4.1.1 Feuer als natürlicher Faktor ..... 285
4.1.2 Feuereinsatz als Kulturtechnik ..... 285
4.1.3 Abkehr von der traditionellen Brandwirtschaft im 19. Jahrhundert ..... 286
4.1.4 Traditioneller indigener Feuereinsatz in Nordamerika ..... 287
4.1.5 Die Zeit der radikalen Brandunterdrückung in Nordamerika ..... 287
4.1.6 Entwicklung der Fire Ecology und des Prescribed Burning ..... 288
4.1.7 Rezeption der Feuerökologie und des kontrollierten Brennens in Mitteleuropa ..... 289

4.1.8 Ablehnung aus Klimaschutzgründen ..... 290
4.2. Prinzipen und Praktiken des naturschutzorientierten Feuereinsatzes ..... 290
4.2.1 Allgemeines ..... 291
4.2.2 Zielformulierung beim kontrollierten Brennen ..... 291
4.2.3 Faktoren, die das Brandgeschehen beeinflussen ..... 292
4.2.4 Brandtechniken ..... 297
4.2.5 Rauch-Management ..... 303
4.2.6 Planung, Organisation und Logistik ..... 304
4.3 Internationale Erfahrungen mit kontrolliertem Feuereinsatz in Schilfbeständen ..... 305
4.3.1 Nordamerikanische Erfahrungen ..... 305
4.3.2 Europäische Literatur zum Schilfmanagement in Allgemeinen und zum Brandmanagement im Besonderen ..... 309
4.4 Kontrolliertes Feuer am Neusiedler See: Forschungsfragen und Handlungsoptionen ..... 320
4.4.1 Fragen zu den Zielsetzungen des Brennens ..... 320
4.4.2 Fragen zu den günstigsten meteorologischen Konstellationen für einen Feuereinsatz ..... 324
4.4.3 Fragen zum Schilf und zur Schilfstreu als brennbares Material ..... 325
4.4.4 Fragen zum Feuerverhalten im Schilf und zu den Eigenschaften und Auswirkungen der verschiedenen Feuertypen ..... 326
4.4.5 Fragen zum Zustand des Schilfgürtels aus der Perspektive des Brandmanagements ..... 327
4.4.6 Fragen zur Anwendbarkeit der verschiedenen Brandtechniken im Neusiedler See-Schilfgürtel und zur praktischen Durchführung kontrollierter Brände ..... 327
4.4.7 Fragen zur Ausgestaltung und Lage von Brandschneisen und anderen Brandhindernissen ..... 328
4.4.8 Fragen zur Lage von bestehenden und potenziellen Brandschutzschneisen und sonstigen Feuerhindernissen ..... 328
4.4.9 Fragen zur Lage von zu schützenden Objekten ..... 329
4.4.10 Lage rauchsensitiver Gebiete ..... 329
4.4.11 Fragen zur Reaktion der Evertebraten, Amphibien und Vogelbestände auf das Brandmanagement ..... 329
4.4.12 Fragen zur Flächengröße der Managementeinheiten ..... 330
5. Zusammenfassung ..... 331
6. Literatur ..... 337

**Zitiervorschlag:**
Zechmeister, T. C., Schroeck, A. M., Catau, J., eds. (2026), Der Schilfbrand als Naturschutzmanagement-maßnahme am Neusiedler See - Ergebnisse und Schlüsse zum Erhalt und zur Wiederherstellung der Biodiversität anhand des wissenschaftlich begleiteten Brandes von Jois 2024; Forschungsberichte der Biologischen Station Burgenland - BFB-Bericht 96, Amt der Bgld. Landesregierung



## ABSTRACT

Internationally recognised studies, which have examined global biodiversity loss in conjunction with other parameters crucial to the stability of Earth's ecosystems, have shown that the scale of biodiversity loss and its associated impacts on humanity are already in a high-risk zone (Rockström et al, 2024). These findings form the basis for strategic policy decisions – including the UN's Sustainable Development Goals (17 in total). Consequently, the Austrian Sustainability Agenda 2030. To reduce or halt further biodiversity loss, urgent measures must be taken – both internationally and nationally.

In the European protected area Neusiedler See – Nordöstliches Leithagebirge – particularly in the reed belt – a significant decline in various reed-dwelling bird species, which are protected, is becoming apparent due to habitat loss. The reason for this is the ageing and degradation of large areas of the reed beds, which is attributable, among other things, to climate change, natural processes, and the decline in commercial reed use with the associated land preparation. Due to the lack of reed use, extensive areas of broken reed beds have emerged and continue to emerge, characterised by the formation of reed mats without any significant young reeds. This monotonous habitat type is unsuitable for almost all reedbird species, as they require a mosaic of reed habitats of varying ages.

To counter this advancing habitat loss for protected species within the reed belt of Lake Neusiedl, experts have been calling for years for the targeted use of fire as a management measure on conservation grounds. Other management methods, such as reed mowing and the removal of mown material from windbreak and marsh reeds, are technically impossible in large parts of the reed belt and near the lake; moreover, they are extremely expensive, time-consuming and, given the scale of the reed belt, correspondingly inefficient.

The proposal for small-scale fire management is currently opposed by the *Federal Act on the Burning of Materials Outside Installations, StF: BGBl. I No. 137/2002*, as amended by BGBl. I No. 58/2017 – the Federal Clean Air Act (Bundesluftreinhaltegesetz), hereinafter referred to as the BLRG. However, until now, there have been gaps in knowledge regarding the effects of reed fires on the steppe lake ecosystem and the protected assets of the European protected area Neusiedler See – Seewinkel – Nordöstliches Leithagebirge, as well as on Lake Neusiedl itself and the atmosphere, which have hindered discussions on amending the law.

During a scientifically monitored fire safety exercise in the reed belt of the municipality of Jois, district of Neusiedl a. S., Burgenland, Austria, in January 2024, it was possible for the first time to comprehensively investigate the influence of a reed fire on the ecosystem of the reed belt of Lake Neusiedl and on the biotic, hydrological and atmospheric environments. Suitable conditions for an optimal fire progression, with the aim of minimising the impact on the biotic, geophysical, hydrological and atmospheric environments, were derived from the investigations.

From a holistic perspective, and taking into account the $CO_2$ sequestration potential of reeds and the diffuse greenhouse gas emissions – the counteracting factor – within the reed belt, it can be concluded that, as a management measure, carefully planned small-scale reed fires with an appropriate area configuration — under ideal meteorological and hydrological conditions and with appropriate organisational precautions — do not have any lasting or significant negative impacts on the biosphere and its species within the European protected area, on the hydrosphere, or on the atmosphere.

With regard to climate change, the planned fire management measure is not expected to have any significant negative impact, as the $CO_2$ released by the fire will be reabsorbed the following year through vigorous new reed growth. As for the release of air pollutants (such as particulate matter (PM) or benzo(a)pyrene) during the fire, several spatial and temporal scales must be taken into account. In particular, attention must be paid to the volume of local, short-term emissions of air pollutants released, so that air quality in the nearest residential and tourist areas continues to meet legal requirements. In this regard, illustrative dispersion calculations have been carried out, which show, amongst other things, that with carefully planned burn areas – laid out across the wind direction – additional pollution can be kept to a minimum.

The present studies conclude that, carefully planned fire design, as well as under favourable weather conditions such as well-mixed air layers and low pre-existing pollution, the occurrence of additional days on which particulate matter limits are exceeded in accordance with the Federal Immission Control Act (Immissionsschutzgesetz-Luft) can be prevented. Therefore, from a technical perspective, individual fire events covering up to 100 ha per event are considered justifiable in the public interest and in the interests of the community for the conservation of the habitat of protected species within the European protected area.

Furthermore, the investigations did not reveal any significant pollution of the lake water – the hydrosphere.

Provided certain conditions are met, targeted controlled burning is therefore suitable as a management tool in inaccessible and degraded areas of the Lake Neusiedl reed belt to stimulate biodynamics and enhance the vitality of the reed belt ecosystem, as well as for creating a varied reed structure and thus for restoring and conserving within the European protected area. This would comply with the Habitats and Birds Directives and the Restoration Ordinance. According to these, Austria is obliged to ensure the favourable conservation status of Annex II species and habitat types in European protected areas (Natura 2000) and to actively restore degraded ecosystems. This includes prohibitions on deterioration, management plans and strict species protection regulations for protected species.

Through annual fires covering a total area of 155 to 200 hectares on a 20-year rotation basis, the necessary habitats for target species in the reed belt of Lake Neusiedl could be restored to over 31 km². These 31 km² correspond to the currently degraded reed area (excluding national park areas), which – with no alternative from a nature conservation perspective – can only be restored through fire management.

The accompanying measurements have also shown that fire management leads to a significant reduction in terrestrial biomass in the areas of standing reeds, bent and broken reeds and – at low water levels – in reed mats, thereby slowing down or halting the siltation process in the reed belt.

Based on these results, it is therefore recommended from a technical perspective that appropriate legislative changes or amendments be made to enable fire management in the reed belt of Lake Neusiedl.

Through accompanying monitoring during future fires – observing the various environmental conditions (climatic conditions, different water levels, etc.) and taking into account other animal groups over a longer period before and after – the proposed management measure of reed burning could be further optimised, thereby continuously improving its potential applications at Lake Neusiedl.

# ZUSAMMENFASSUNG

International beachtete Studien haben bei der vergleichenden Betrachtung des weltweiten Biodiversitätsverlusts gemeinsam mit anderen für die Stabilität des Lebensraum Erde entscheidenden Parametern aufgezeigt, dass die Ausmaße des Biodiversitätsverlusts und die damit verbundenen Auswirkungen auf die Menschheit bereits in einem Hochrisikobereich liegen (Rockström et al, 2024). Diese Erkenntnisse sind Grundlagen für strategisch politische Entscheidungen - u.a. für die Nachhaltigkeitsziele der UN (17 Sustainable Development Goals - auf Deutsch: Ziele für nachhaltige Entwicklung) und somit für die österreichische Nachhaltigkeitsagenda 2030.

Um einen weiteren Biodiversitätsverlust zu verringern oder zu stoppen müssen daher dringend Maßnahmen ergriffen werden - sowohl international als auch national.

Im Europaschutzgebiet Neusiedler See - Nordöstliches Leithagebirge – insbesondere im Schilfgürtel – zeichnet sich aufgrund von Lebensraumverlust ein erheblicher Rückgang von verschiedenen Schilfvogelarten ab, die Schutzgut darstellen. Grund hierfür ist die Überalterung und Degradation weiter Bereiche der Schilfbestände, was unter anderem auf den Klimawandel, natürlichen Prozessen, sowie dem Rückgang der gewerblichen Schilfnutzung mit entsprechender Flächenvorbereitung zurückzuführen ist. Durch die fehlende Schilfnutzung entstanden und entstehen großflächig Bruchschilfareale mit Schilfmattenbildung ohne nennenswertes Jungschilf. Dieser monotone Lebensraumtyp ist für fast alle Schilfvogelarten ungeeignet, brauchen doch diese Arten ein Mosaik an Schilflebensräumen unterschiedlichen Schilfalters.

Gegen diesen voranschreitenden Lebensraumverlust für Schutzgut-Arten innerhalb des Schilfgürtels des Neusiedler Sees wird der gezielte Einsatz von Feuer als Managementmaßnahme aus naturschutzfachlichen Gründen von Fachkreisen seit Jahren gefordert. Andere Managementmethoden wie Schilfmahd und Mähgutverbringung von Knick- und Bruchschilf sind in weiten Teilen des Schilfgürtels sowie in Seenähe technisch unmöglich und darüber hinaus sehr teuer, zeitintensiv sowie bei den Ausmaßen des Schilfgürtels entsprechend ineffizient.

Dem Ansinnen eines kleinräumigen Brandmanagements steht derzeit das Bundesgesetz über das Verbrennen von Materialien außerhalb von Anlagen, *StF: BGBl. I Nr. 137/2002, idF BGBl. I Nr. 58/2017 – Bundesluftreinhaltegesetz, im Folgenden kurz BLRG* genannt - entgegen. Für die Diskussion einer Gesetzesänderung bestanden jedoch bis jetzt Wissenslücken im Hinblick auf die Auswirkungen von Schilfbränden auf das Ökosystem Steppensee und die Schutzgüter des Europaschutzgebiets Neusiedler See – Seewinkel - Nordöstliches Leithagebirge, sowie auf den Neusiedler See selbst und die Atmosphäre.

Im Verlauf einer wissenschaftlich begleiteten Brandschutzübung im Schilfgürtel der Gemeinde Jois, Bezirk Neusiedl a. S., Burgenland, Österreich im Jänner 2024 konnte erstmalig der Einfluss eines Schilfbrandes auf das Ökosystem des Schilfgürtels des Neusiedler Sees und die Bio-, Hydro- und Atmosphäre fachlich umfassend untersucht werden. Geeignete Rahmenbedingungen für einen optimalen Brandverlauf mit dem Ziel einer Minimierung der Beeinflussung der Bio-, Geo-, Hydro- und Atmosphäre konnten aus den Untersuchungen abgeleitet werden.

Aus der gesamtheitlichen Betrachtung und unter Berücksichtigung der $CO_2$-Bindungsmöglichkeiten durch Schilf und der diffusen Treibhausgas-Freisetzung – des Gegenspielers – im Schilfgürtel lässt sich schlussfolgern, dass als Managementmaßnahme sorgfältig geplante kleinräumige Schilfbrände mit entsprechender Flächenform - bei idealen meteorologischen und hydrologischen Rahmenbedingungen und entsprechenden organisatorischen Vorkehrungen - im Europaschutzgebiet keine dauerhaften oder erheblichen negativen Einflüsse auf die Biosphäre und ihre Arten im Europaschutzgebiet, auf die Hydrosphäre sowie auf die Atmosphäre haben.

In Bezug auf den Klimawandel wird durch die geplante Maßnahme Brandmanagement keine relevante negative Auswirkung erwartet, da das durch Brand freigesetzte $CO_2$ im Folgejahr durch neues kräftiges Schilfwachstum wieder gebunden wird. Hinsichtlich der Freisetzung von Luftschadstoffen (wie Feinstäube (PM) oder Benzo(a)pyren) während des Brandes müssen mehrere räumliche und zeitliche Ebenen betrachtet werden. Insbesondere muss das Augenmerk auf die Menge lokaler, kurzzeitiger Emissionen von freigesetzten Luftschadstoffen gelegt werden, damit die Luftqualität der nächsten Wohn- und Tourismusgebiete weiterhin die gesetzlichen Vorgaben erfüllt. Diesbezüglich wurden exemplarische Ausbreitungsberechnungen gemacht, welche u.a. zeigen, dass bei überlegt angelegten Brandflächen – quer zur Windrichtung – eine zusätzliche Belastung geringgehalten werden kann.

Die vorliegenden Untersuchungen kommen zu dem Schluss, dass bei überlegt gestaltetem Branddesign, sowie bei günstigen Wetterlagen wie gut durchmischbaren Luftschichten und bei geringer Vorbelastung, einer Entstehung von zusätzlichen Überschreitungstagen von Feinstaubgrenzwerten gem. Immissionsschutzgesetz-Luft vorgebeugt werden kann. Daher werden jährlich einzelne Brandereignisse bis zu einem Flächenausmaß von 100 ha pro Ereignis angesichts der öffentlichen Interessen bzw. im Sinne der gemeinschaftlichen Interessen zur Erhaltung des Lebensraums von Schutzgutarten des Europaschutzgebiets aus fachlicher Sicht für vertretbar erachtet.

Im Zuge der Untersuchungen wurden auch keine signifikanten Belastungen beim Seewasser – der Hydrosphäre - festgestellt.

Unter Einhaltung gewisser Rahmenbedingungen eignen sich daher gezielt eingesetzte Brände als Managementinstrument in unzugänglichen und degradierten Bereichen des Schilfgürtels des Neusiedler Sees zur Forcierung der Biodynamik und Vitalitätssteigerung im Ökosystem Schilfgürtel, sowie zur Schaffung einer abwechslungsreichen Schilfstruktur und somit zur Wiederherstellung und Erhaltung der Biodiversität und der Stabilisierung der Populationen der Schutzgut-Arten im Europaschutzgebiet. Dadurch wäre der FFH- und Vogelschutzrichtlinie und der Wiederherstellungsverordnung Rechnung getragen. Laut diesen ist Österreich verpflichtet, in Europaschutzgebieten (Natura 2000) den günstigen Erhaltungszustand von Anhang-II-Arten und Lebensraumtypen zu sichern sowie verschlechterte Ökosysteme aktiv wiederherzustellen. Dies beinhaltet Verschlechterungsverbote, Managementpläne und strenge Artenschutzbestimmungen für geschützte Arten.

Durch jährliche Brände im Gesamtausmaß von 155 bis 200ha im 20jährigen Rotationsprinzip könnten die notwendigen Lebensräume für Zielarten im Schilfgürtel des Neusiedler Sees auf über 31km$^2$ wiederhergestellt werden. Diese 31km$^2$ entsprechen der aktuell degradierten Schilffläche (ohne Nationalpark-Gebiete), die - naturschutzfachlich alternativlos - nur durch Brandmanagement wiederhergestellt werden kann.

Die begleitenden Messungen haben weiters gezeigt, dass es durch Brandmanagement zu einer wesentlichen Reduktion der terrestrischen Biomasse im Bereich des stehenden Schilfs, des Knick- und Bruchschilf und – bei Niedrigwasserständen – bei Schilfmatten kommt und damit der Verlandungsprozess im Schilfgürtel verlangsamt bzw. gestoppt wird.

Aufgrund dieser Ergebnisse wird daher aus fachlicher Sicht empfohlen, entsprechende Gesetzesänderungen bzw. -anpassungen vorzunehmen, um ein Brandmanagement im Schilfgürtel des Neusiedler Sees zu ermöglichen.

Durch begleitendes Monitoring bei zukünftigen Bränden – unter Beobachtung der unterschiedlichen Rahmenbedingungen (klimatische Bedingungen, anderer Wasserstand, etc.) unter Einbeziehung weiterer Tiergruppen über eine längere Zeitspanne davor und danach, könnte die angedachte Managementmaßnahme Schilfbrand noch weiter optimiert und damit die Einsatzmöglichkeiten am Neusiedler See stetig verbessert werden.

# EINLEITUNG

## Beweggründe

Die Notwendigkeit des Einsatzes von Feuer als naturschutzrelevante Habitatmanagementmaßnahme im Schilfgürtel des Neusiedler See wurde seitens Land Burgenland im Sommer 2023 auf ministerielle Ebene gehoben.
So wurde im Rahmen der LandesumweltreferentInnen-Konferenz vom 17. Mai 2023 in Rust das Thema „Brandmanagement Schilf, insbesondere betreffend dem Schilfgürtel Neusiedler See“ im Hinblick auf die Ausgangssituation, Herausforderung, Notwendigkeit und Zielvorstellung ausführlich diskutiert (aus: Verbindungsstelle der Bundesländer beim Amt der NÖ Landesregierung; VSt-2670, E-Mail vom 22. Mai 2024, Mag. W. Hennlich):

Mit 163km² Fläche (davon 101km² auf österreichischer Seite) ist der Schilfgürtel des Neusiedler Sees eines der größten Schilfgebiete Europas. Die Bestände vieler Vogelarten erreichen hier international bedeutende Größenordnungen. Das Gebiet wurde nicht zuletzt deshalb als Europaschutzgebiet nach der FFH- und Vogelschutzrichtlinie der EU ausgewiesen und unterliegt nun den entsprechenden Erhaltungsverpflichtungen.
Durch die Kombination von Klimawandel, rückläufiger Schilfbewirtschaftung und natürlichen Prozessen sind bereits auf ca. 50% der Fläche negative Veränderungen durch Überalterung und Zusammenbruch der Schilfbestände sichtbar, die ohne geeignete Pflegemaßnahmen nicht absehbar reversibel sind. Die Zusammenhänge zwischen Schilfstruktur, Schilfalter und Vogelvorkommen weisen darauf hin, dass sich extrem überalterte Schilfstrukturen für fast alle Schutzgut-Arten der FFH- und Vogelschutzrichtlinie negativ auswirkt. Die betroffenen Teilflächen werden so zunehmend unattraktiv für geschützte Vogelarten.
Aufgrund des Ausbleibens ausreichend langer winterlicher Frostperioden ist der traditionelle Schilfschnitt in diesen Gebieten großflächig nicht mehr durchführbar, da sie von Wasser überstaut liegen und ein Befahren der Flächen selbst in extrem trockenen Jahren mit geringerem Wasserstand zu erheblichen Schnitt- und Befahrungsschäden führt.

Im Rahmen des LE-Projektes „Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See“ kamen 2019 Nemeth und Dvorak zum Ergebnis, dass das kontrollierte Abbrennen dieser überalterten Gebiete unter Berücksichtigung von naturschutzfachlichen Notwendigkeiten die erfolgversprechendste Schilfmanagement-Methode darstellt - wobei voraussichtlich bereits ein einmaliges Abbrennen in einem 15 bis 20 Jahre langen Intervall ausreichend wäre.

Gemäß § 3 Abs. 1 des BLRG ist sowohl das punktuelle als auch das flächenhafte Verbrennen von Materialien außerhalb dafür bestimmter Anlagen verboten. Eine Ausnahme für das

kontrollierte Abbrennen von Schilf als notwendige Pflegemaßnahme ist im Gesetz derzeit weder in § 3 Abs. 3 BLRG noch als Verordnungsermächtigung des Landeshauptmannes zeitlich und räumliche Ausnahmen vom Verbot des Verbrennens biogener Materialien zuzulassen, vorgesehen.

Eine solche Ausnahme wäre jedoch für das punktuelle und kontrollierte Abbrennen von Schilf als Pflegemaßnahme in schwer zugänglichen Gebieten, wie im Schilfgürtel des Neusiedler Sees, dringend notwendig.

Solch punktuelle Ausnahmen betreffend die Verbrennung von biogenen Materialien sind im BLRG bisher nur für alpine Lagen vorgesehen. Wie oben ausgeführt, trifft eine solche – durch Ausbleiben langer winterlicher Frostperioden sowie Trockenheit – erschwerte bis verunmöglichte Zugänglichkeit für Schilfschnittmaßnahmen aber auch größere Schilfbestände im Flachland, insbesondere den Schilfgürtel des Neusiedler Sees.

Die LandesumweltreferentInnenkonferenz (2023) fasste dazu folgenden Beschluss:

> *„Die LandesumweltreferentInnenkonferenz ersucht Frau Bundesministerin für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation (Frau Ministerin Leonore Gewessler) eine Änderung des BLRG dahingehend zu prüfen und vorbereiten zu lassen, in der – durch Aufnahme einer entsprechenden Verordnungsermächtigung für den Landeshauptmann gemäß § 3 Abs. 4 BLRG – eine Möglichkeit geschaffen wird, aus Gründen des Artenschutzes dringend notwendige Pflegemaßnahmen auf schwer zugänglichen Schilfflächen durch punktuelles und kontrolliertes Abbrennen von Schilf in Abstimmung mit den durch die Emissionen allenfalls betroffenen Bundesländern durchzuführen.“*

Die Verbindungsstelle der Bundesländer hatte dann diesen Beschluss der Ministerin im Auftrag der LandesumweltreferentInnenkonferenz mit dem Ersuchen um Berücksichtigung vorgelegt und informierte das BMK davon abschriftlich.

### Projektplanung „BraMaSchi“

Nach darauffolgenden politischen Gesprächen zwischen Land Burgenland und dem Kabinett der damals zuständigen Frau Ministerin Leonore Gewessler wurde folgende Vorgehensweise festgelegt:

Das Land Burgenland soll eine Brandschutzübung im Bereich des Schilfgürtels wissenschaftlich begleiten, um den Grad des Einflusses eines Schilfbrands auf das Ökosystem Schilfgürtel, den Neusiedler See, sowie die Bio-, Geo-, Hydro- und Atmosphäre zu messen und interpretieren zu können.

Im September 2023 wurde die Biologische Station Neusiedler See – nachgeordnete Dienststelle der Abteilung 4 – Agrarwesen, Natur- und Klimaschutz, Amt der Burgenländischen Landesregierung – mit der Koordination des wissenschaftlichen Monitorings des Schilfbrandes betraut. Hierbei wurde das Zeitfenster für die Durchführung der Übung auf Dezember 2023 oder Jänner 2024 festgelegt.
Aufgrund der Komplexität der Forschungsfelder und der Kurzfristigkeit wurden in Diskussionsrunden und Fachgesprächen folgende Institutionen zur wissenschaftlichen Mitarbeit zu den Themen Biosphäre – Vegetation und Biomasse, Biosphäre – Geländemodellierung, Atmosphäre, Hydrosphäre, Biosphäre – Ornithologie und Herpetologie, sowie Naturschutz gewonnen:

1) Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien
   Thema: Kohlenstoff-Monitoring von unverbranntem Schilf in Jois – Biosphäre - Vegetation und Biomasse

2) Universität Wien, Institut für Geographie und Regionalforschung
   Auswirkungen des Brandversuchs auf den Kohlenstoffbestand des Schilfgürtels im Neusiedler See – Biosphäre Vegetation und Biomasse

3) Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien Live-Monitoring des Schilfbrands im Rahmen des Brandversuchs – Biosphäre Vegetation und Biomasse

4) Department für Geodäsie und Geoinformation, Technische Universität Wien Gelände-, Vegetations- und Biomassemodell - Monitoring des Schilfbrands – Biosphäre - Geländemodell

5) Umweltmeteorologie, GeoSphere Austria
   Ausbreitungsrechnung des Schilfbrand - Atmosphäre

6) DWS-Hydro-Ökologie GmbH
   Hydroökologisches Monitoring des Schilfbrands - Hydrosphäre

7) Mag. Günther Wöss & DI Ute Nüsken
   Fachbereich Amphibien – Biosphäre Herpetologie

8) BirdLife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, sowie WWF Österreich
   Vergleich von Vogelgemeinschaften in Brand-, Schnitt- und Altschilfflächen – Biosphäre - Ornithologie;
   sowie: Brandmanagement als Naturschutz-Instrument − Internationale Erfahrungen und Handlungsoptionen für die Pflege von Schilfbeständen Neusiedler See-Gebiet

Hinzu kamen in zwei Kapiteln noch eine Zusammenstellung und Analyse seitens der Biologischen Station über die $CO_2$-Bindungskapazität von Schilf, die „diffuse“ Emissionen des Neusiedler Sees und seinem Schilfgürtel, die effektive Schilffläche für Brandmanagement, über die Organisation und Abwicklung vom Brandmanagement im Land Burgenland. Diese

Abhandlungen befinden sich in den folgenden „Zusammenfassungen“ der Teilprojekte“ (ab Seite 17).

Die acht Teilprojekte dienten insbesondere zur Überwachung und Beurteilung der Veränderungen durch den Brand, sowie als Beitrag zur Erstellung von Managementplänen im Natura 2000-Gebiet, da die wissenschaftlich begleitete Brandschutzübung als Grundlage für einen möglichen, künftigen Brandmanagementplan im Natura-2000-Gebiet dienen soll und die geplanten Untersuchungen zur Erarbeitung von Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen, sowie für die dafür erforderlichen organisatorischen Voraussetzungen herangezogen werden sollen.

Die unveränderten Originalberichte der Teilprojekte finden sich im Anhang dieses BFB-Berichts (ab Seite 57).
Damit die Zusammenfassungen aufeinander abgestimmt sind, wurde eine Anpassung der Begrifflichkeiten gemäß Glossar – siehe Seite 51 – vorgenommen und die Flächen- und Gewichtsangaben in vergleichbare Einheiten umgerechnet.

Seitens Land Burgenland wurde auch das Referat Luftreinhaltung und Luftgüte, Hauptreferat Klima und Energie der Abteilung 4 für Messungen und Dateninterpretation hinzugezogen. Eine Zusammenschau der Ergebnisse und Interpretationen findet sich in den „Zusammenfassungen der Teilprojekte“ (ab Seite. 17).
Weiters bestand ein fachlicher, organisatorischer und logistischer Austausch mit der Abteilung 4 – Hauptreferat Naturschutz und Landschaftspflege, Abteilung 4 – Hauptreferat Agrar- und Umweltrecht, sowie dem Hauptreferat Abteilung 5 – Hauptreferat für Wasserwirtschaft und Hauptreferat für allgemeine Dienste (für Digitalisierung), der Landessicherheitszentrale, der Austria Control, der Seemanagement GmbH, dem Landesfeuerwehrverband Burgenland bzw. Landesfeuerwehrkommando, der Polizei, der Gemeinde Jois und der Bezirkshauptmannschaft Neusiedl a. S.

Seitens des BMLUK (damals BMK) wurde das Umweltbundesamt zur Emissions- und Treibhausgasbilanzierung beauftragt. Die Ergebnisse wurden dem Land Burgenland im Rahmen einer Zusammenfassung und einer PowerPointPräsentation übermittelt. Letztere befindet sich im Anhang des BFB-Berichts.

Potenzielle Schilfflächen für das Brandmanagement wurde in Jois, Breitenbrunn und Purbach lokalisiert. Aufgrund idealer Rahmenbedingungen wie Größe, Kanalstrukturen (pot. Brandschutzschneisen), Schilfalter, Schilfdegradation, direkte Zugänglichkeit (Güterwege),

Eigentümerstruktur, Nachbarschaftsstrukturen, Zugänglichkeit im Umland und Versorgungs- und Absicherungsmöglichkeit vor Ort wurde eine rund 205ha große Schilffläche südwestlich der Marina von Jois für den Schilfbrand (siehe Abbildung 1) ausgewählt und die Zustimmung des Eigentümers (Agrargemeinschaft Jois) erwirkt.




*Abbildung 1: Die für die Brandschutzübung ausgewählte Schilffläche südwestlich der Marina von Jois hätte eine Fläche von über 205ha gehabt, ein Brand von bis zu 100ha wurde bewilligt.*

Die Brandschutzübung wurde seitens dem Landesfeuerwehrkommando mit der Teilnahme von vielen burgenländischen Ortsfeuerwehren mit mehreren 100 Beteiligten geplant und behördlich eingereicht. Von naturschutzfachlicher Seite wurde die Notwendigkeit der wissenschaftlich begleiteten Übung im Schilfgürtel beurteilt und per Bescheid die Genehmigung erteilt.

Die Brandfläche sollte im Zuge der Verfahren auf einer Maximalfläche von 100ha erfolgen.

Die Wetterverhältnisse erwiesen sich Anfang Jänner für das Wochenende 13. und 14. Jänner 2024 als günstig, die Wahl fiel aufgrund logistischer Rahmenbedingungen zuletzt auf Samstag 13. Jänner.

## Projektvorbereitung und -umsetzung

Die Umsetzung der Brandschutzübung und die Abstimmung der wissenschaftlichen Begleitprojekte war sehr aufwendig. Insbesondere waren Vorbereitungen vor Ort, wie das Anlegen der Brandschutzschneisen im Schilfgürtel sowie das Ausmähen von Kanälen in Funktion einer Brandschutzschneisen – alles in Abstimmung mit wissenschaftlichen Vorortmessungen vor dem Brand –, die Einrichtung der Kommandozentrale vor Ort im Restaurant Seejungfrau, die einer Pressestelle im Feuerwehrhaus Jois, die Einrichtung von zwei Hubschrauberlandeplätzen (für Löschflüge im äußersten Notfall), sowie strukturelle Vorbereitungen z.B. zur kanalisierten Informationsweiterleitung und die bestmögliche Anpassung der Luftgütemessungen an die erwartete Wettersituation notwendig.

## Brandfläche

Die ausgewiesene Übungsfläche wurde mit 100ha behördlich genehmigt. Die Fläche erstreckt sich südlich der Joiser Marina, westlich vom Joiser Kanal bis zum Kanal, der den Joiser vom Breitenbrunner Hotter trennt. Direkt südwestlich von der Marina durchziehen mehrere kleinere verwinkelte Kanäle das Gebiet, die im Vorfeld durch Mäharbeiten seitens der Schilfmanagement GmbH zur Brandschutzschneise ertüchtigt wurden. Im Süden vor der freien Wasserfläche des Sees liegt ein Gebiet, das regelmäßig konventionell von einem Schilferntebetrieb gemäht wird, dort befindet sich auch eine Jagdhütte. Die Fläche ist über einen Güterweg längs des Joiser Kanals gut zu befahren. Grundsätzlich war die Begehbarkeit der Fläche aber von der Tragfähigkeit des Untergrunds und den Witterungsbedingungen abhängig. Die Temperaturen vom 8. bis 11. Jänner erreichten Höchstwerte von bis zu +9°C und Tiefstwerte von -4 bis -6°C. Am 12. Jänner hatte es knapp über 0°, wobei das Mittel am 13. Jänner -1°C betrug.

Der Dezember 2023 und Jänner 2024 galten nachts mit bis zu 88% relativer Luftfeuchtigkeit für die Gemeinde Jois als die feuchtesten Monate im Jahresverlauf. Die sehr milden Wetter-Phasen im Herbst/Winter 2023/2024 hielt die Luftfeuchtigkeit im Schilf durch die stetige Verdunstung konstant hoch im gesättigten Bereich, besonders in den bodennahen Bereichen kam es fast jede Nacht zur Unterschreitung des Taupunkts.

Aufgrund der milden Temperaturen in den Vortagen waren nicht alle Blänken, Kanäle bzw. die Mull-Rhizom-Schicht (Boden) über das ganze Brandgebiet „tragfähig“ bzw. komplett gefroren. Das Eis am Joiser Kanal und am freien See war jedoch für den Schlittschuhlauf freigegeben. Der Wasserstand lag bei 115,31m ü. A., also 18cm unter dem langjährigen Mittel.
Die Schilffläche der Brandzone kann von Begehungen im Dezember 2023 seitens des Zufahrtsweges wie folgt grob charakterisiert werden: Rund 30% stehendes Schilf, 40% Knickschilf, 30% liegendes Bruchschilf/Schilfmatten. Dazwischen stocken mehrere Gehölze und Bäume (< 1% der Fläche). Die Vitalität für Jungschilf (Wuchsjahr 2023) ist gering gewesen. Die Höhe des stehenden Rohrs übersteigt selten 1,5m. Rund 10% der Fläche nehmen kleinräumig offene Blänken und Reste von ehemaligen Kanälen ein.

## Brandverlauf

Der Brand wurde im Joiser Schilfgürtel am 13. Jänner 2024 gegen 7 Uhr im südlichen Teil der vordefinierten Brandfläche – entlang des Joiser Kanals – gegen den Wind entfacht. Es herrschte in den Morgenstunden Temperaturen um -3°C, die während des Tages auf +1°C ansteigen. Bis ca. 14 Uhr herrschte leichter Nordwind mit ca. 5 bis 10km/h vor, der dann bis 15 Uhr auf ähnlich starkem Südwind drehte. Der Brand wurde von den Einsatzkräften bis zum Übungsende gegen 16 Uhr zum Großteil künstlich in Schwung gehalten und kontrolliert, danach wurde der Brand nur mehr vom Feuerwehrhaus aus von regionalen Einsatzkräften „beobachtet“. Ab diesem Zeitpunkt breitete sich der Schilfbrand kleinflächig unkontrolliert auf die nördlichen Areale aus und erlosch um 3 Uhr morgens des 14. Jänners aufgrund der vielen Blänken und Kanäle westlich der Marina ohne Löscharbeiten. Witterungsbedingt und aufgrund der hohen Schilffeuchtigkeit konnte seitens der Feuerwehr nur eine etwa 32ha Brandfläche mit unvollständigem Brandbild (davon ca. 50% vollständig abgebrannt) bestätigt werden, deren Ausmaß somit weit unter den angepeilten 100ha liegt.

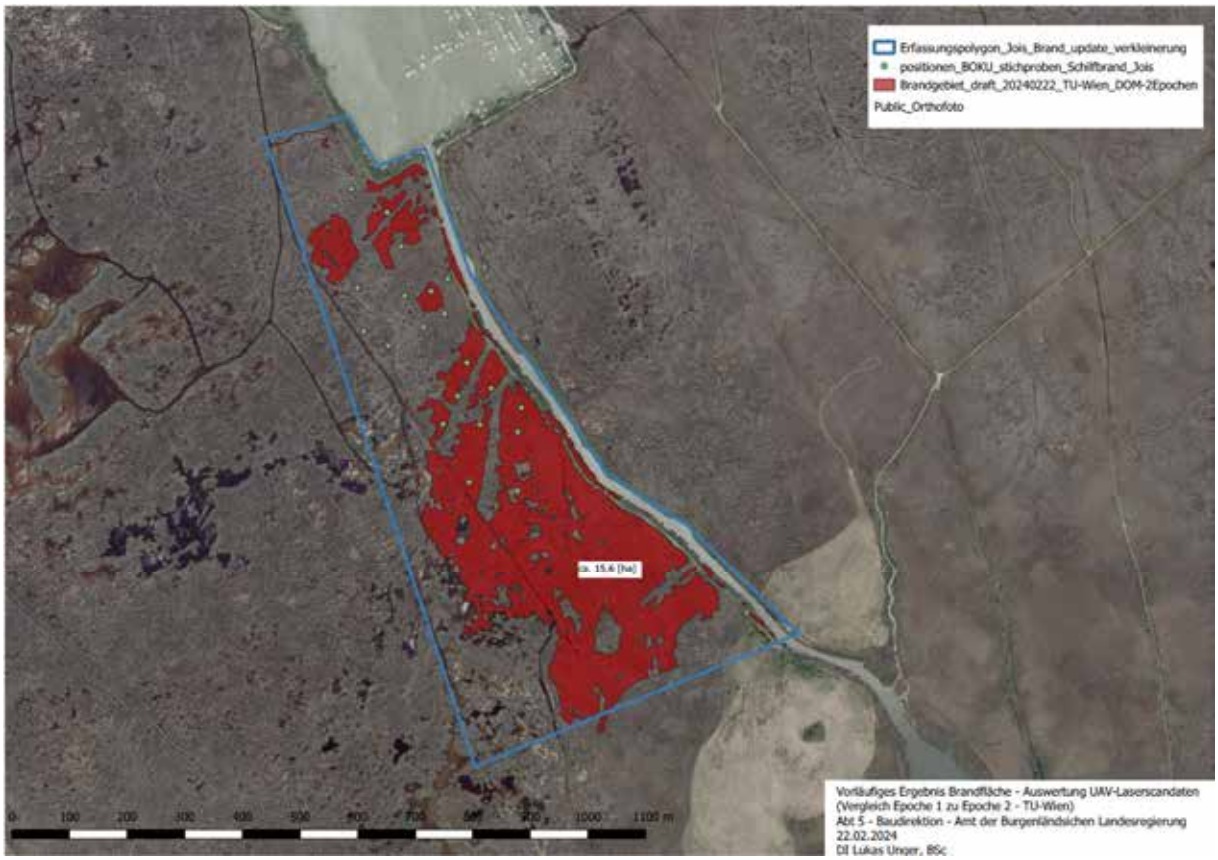



*Abbildung 2: Die 32ha große Brandfläche zeigt ein unvollständiges Brandbild. Nur rund 50% dieser Fläche (15,6ha) wurden tatsächlich abgebrannt.*

## ZUSAMMENFASSUNGEN DER ERGEBNISSE SEITENS DER TEILPROJEKTE

Hierbei wurden die Inhalte der Teilprojekte aufeinander inhaltlich und begrifflich harmonisiert.

### Universität Wien und Universität für Bodenkultur, Wien: „Auswirkungen des Pilot-Brandversuchs „BraMaSchi“ auf den Kohlenstoffbestand des Schilfgürtels im Neusiedler See – Zusammenfassung“ sowie „Kohlenstoff-Monitoring von unverbranntem Schilf in Jois im Rahmen des Pilotprojekts “Brandmanagement Schilfgürtel” – Zusammenfassung“

Aufgrund der zusammenhängenden Themen wurden die beiden Zusammenfassungen kombiniert.

Um die Auswirkungen eines Schilfbrandes hinsichtlich des Kohlenstoffkreislaufes ermitteln zu können, mussten vor dem Brandereignis am unverbrannten Schilf über die Menge der Biomasse und des darin enthaltenen Kohlenstoffs Messungen durchgeführt werden. Die freigesetzte Energie konnte mittels des Energiegehaltes des Schilfes ermittelt werden.
Ziel war es, herauszufinden, wie viel Kohlenstoff in Tonnen pro ha und Energie in MJ je $m^2$ im Schilfgürtel fixiert sind und bei einem Abbrennen – je nach Umweltbedingungen – potenziell freigesetzt werden können.
So wurden die Auswirkungen des Brandes auf das Schilf bzw. auf dessen Kohlenstoffspeicherung mittels Freiland-Stichproben und Laboranalysen untersucht, mit denen spezifische Trockenmasse, Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnisse und Energiegehalt ermittelt wurden. Vor dem Brand wurden 20 Probeflächen auf Anzahl der Schilfhalme, Schilfhöhe und Schichtdicken untersucht. Dabei wurden zwischen stehendem Schilf S, Knickschilf A, Bruchschilf/Schilfmatten/Boden/Mull B und Rhizom-Schicht R unterschieden. **Die ermittelten Kohlenstoffvorräte für stehendes Schilf – 2,46tC/ha – und Knickschilf – 8,99tC/ha – ermöglichen es die Kohlenstofffreisetzung während eines Schilfbrandes abzuschätzen.** Im mathematischen Szenario, in dem sowohl das stehende Schilf als auch das Knickschilf vollständig verbrennen, wird eine Energie von 410.972MJ/ha freigesetzt. Dieser **Brand wirkte vor allem auf das stehende Schilf und Knickschilf ein. Auf das nahezu komplett liegende bodennahe Bruchschilf wirkte der Brand aufgrund des hohen Feuchtegehalts in den bodennahen Regionen nur gering ein.** So lag die reale Energiefreisetzung in Jois lediglich bei rund 150.000MJ/ha. Auf Basis der Vor- und Nachuntersuchung konnten die Differenzen des Kohlenstoffgehalts berechnet werden. Die durchschnittliche bodennahe Knickschilfschicht, die erhalten blieb, hatte im Durchschnitt eine Mächtigkeit von 11,6cm und deren Trockenmasse kann auf etwa 15,54t/ha geschätzt werden.

Der verbliebene Kohlenstoffgehalt der verbliebenen Knickschilfschicht nach dem Brand kann des Weiteren auf 51,3% abgeschätzt werden, was 9,49tC/ha entspricht. Im Vergleich dazu konnte der Kohlenstoffvorrat im Schilf – samt Bruchschilf/Schilfmatten/Mull – vor dem Brand – oberhalb der Rhizomschicht bzw. des Wasserspiegels – auf 45,75tC/ha berechnet werden. Das stehende Schilf macht mit durchschnittlich 2,46tC/ha nur etwa 5% des Kohlenstoffvorrats aus, während die Knickschilfflächen mit durchschnittlich 8,99tC/ha 20% des gesamten Kohlenstoffgehalts ausmachen. Der berechnete **Gesamtkohlenstoffverlust nach dem Brand beträgt etwa 3,46tC/ha, was ca. 12,8t$CO_2$/ha entspricht**.

In verschiedenen Modellen wurde berechnet, dass die Kohlenstofffreisetzung bei entsprechender Trockenheit und Wind und dem damit nahezu vollständigen Austrag der Knickschicht bis zu 11,45tC/ha – das entspricht ca. 42,4t$CO_2$/ha – betragen könnte. **Primär ist die Feuchte des Brandgutes und sekundär die Windgeschwindigkeit für den Biomasseaustrag entscheidend.**

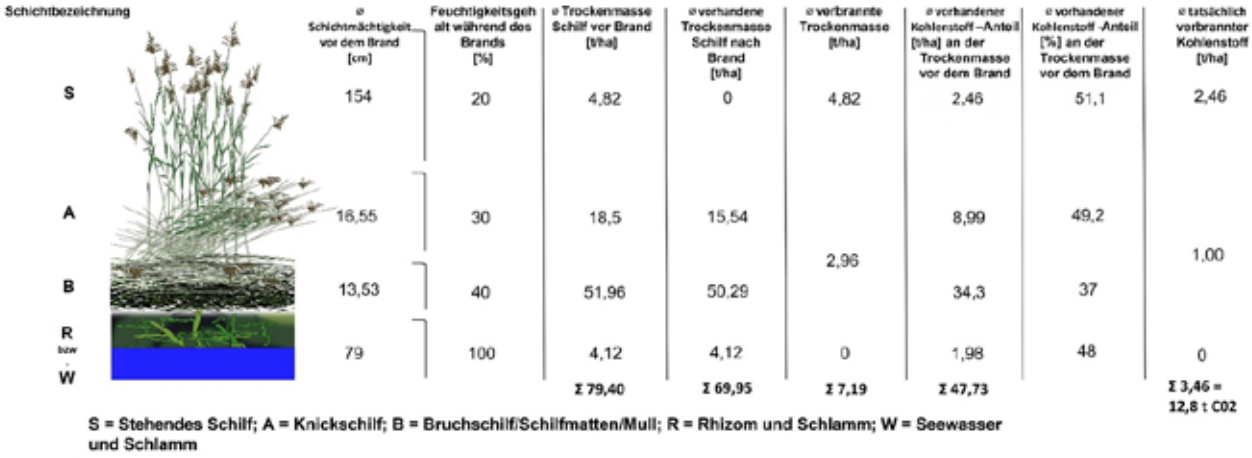



*Abbildung 3: Auswirkungen des Brandes auf das Schilf bzw. auf dessen Kohlenstoffspeicherung. Quelle: nach R. Berner (2025), verändert*

Die Abbildung 3 zeigt die wesentlichen Parameter zu den einzelnen Schilfschichten im Schilfgürtel von Jois wie Trockenmassen vor dem Brand, verbrannte Trockenmassen, Anteile an Kohlenstoff und tatsächlich verbrannter Kohlenstoff.

## Universität für Bodenkultur: Live-Monitoring des Schilfbrands Jois im Rahmen des Pilotprojekts Brandmanagement Schilfgürtel (BraMaSchi) – Zusammenfassung

Im Zuge der Brandschutzübung im Schilfgürtel von Jois wurden während und nach dem Brandereignis ein Live-Monitoring durchgeführt, um Daten zu sammeln – darunter **Brandtemperatur, Feuchtigkeit des Brandgutes und das Feuerverhalten**. Dabei konnte die **Intensität des Feuers in Abhängigkeit von Witterung und Brandmuster für zukünftige Aktivitäten des Brandmanagements gemessen** werden, um beispielsweise Auswirkungen von Wind als auch die Effizienz von Brandschneisen zu erschließen. Die Ergebnisse zeigen, dass die Temperaturen der **Feuerfront im Durchschnitt bei 700°C** – mit Höchstwerten bei 1034°C – liegen. **Flammenhöhen von über 2m** werden erreicht, wobei die Höhe der Flammen tendenziell auch im linearen Zusammenhang mit der Höhe der Temperaturen ist. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit der Feuerfront beträgt im Mittel 0,5m/s bzw. 1,8km/h, wobei nach parallelen Monitorings der Windgeschwindigkeit in 2m Höhe die Regel zutreffend scheint, dass sich die **Flammenfront mit etwa 10% der Windgeschwindigkeit ausbreitet. Bei einer rel. Luftfeuchtigkeit von 60% und davor 48 Stunden niederschlagsfreien Wetterbedingungen** konnte im Live-Monitoring bezüglich Schilffeuchtigkeitsgehalt festgestellt werden, dass **stehendes Schilf/oberes Knickschilf 20%**, **unteres Knickschilf 30% und Bruchschilf/Schilfmatten oberflächlich 40% Feuchtigkeitsgehalt** aufweisen. Beim **Knickschilf ist unter diesen Bedingungen nur eine teilweise Verbrennung der Biomasse** und bei **Schilfmatten sogar nur oberflächlich eine teilweise Verbrennung** zu erwarten. Die **Schilffeuchtigkeit, Witterung und Windgeschwindigkeit sind für das Brandverhalten ausschlaggebend.**

So werden für weitere Brandvorhaben generell eine **mittlere Windgeschwindigkeit von 30km/h, eine rel. Luftfeuchtigkeit zwischen 30 und 60% und ein Termin, an dem es zumindest 48 Stunden davor keinen Niederschlag gab, empfohlen.** Zudem sollten **Temperatur und Taupunkt über 0°C liegen**. Bei **Brandvorhaben im Winter** sollte weiters berücksichtigt werden, dass im Tagesverlauf mit Temperaturabnahmen und Anstieg der rel. Luftfeuchtigkeit zu rechnen ist, sodass ein **Start der Tätigkeiten zur Mittagszeit bei geringster Tagesluftfeuchtigkeit** empfohlen wird.

Empfohlen wird auch unter günstigen Bedingungen (windschwach, geringe Luftfeuchtigkeit, positive Temperaturen) die **Erprobung von Backfire-Techniken** im Schilf. Diese **führen zu einer höheren Brennstoff-Konsumation innerhalb des Schilfs** mit vollständigerer Verbrennung aufgrund der geringeren Ausbreitungsgeschwindigkeit und längeren Verweildauer des Feuers, wodurch nur rund 1/3 der Emissionen in Vergleich zu einem Headfire (Lauffeuer bzw. Hauptfeuer) unter denselben Brandbedingungen zu erwarten sind.

## Technische Universität Wien: Gelände-, Vegetations- und Biomassenmodell – Zusammenfassung

Im Rahmen von BraMaSchi gab es zwei Drohnenbefliegungen seitens der Fa. Skyability GmbH, wobei die erste vor dem Brand am 11.01.2024 und die zweite nach dem Brand am 26.01.2024 erfolgte.

Beim ersten Termin wurden sowohl LiDAR (Laserscandaten) als auch RGB Aufnahmen aufgenommen, während im Zuge der Drohnenbefliegung am zweiten Termin rein LiDAR Aufnahmen getätigt wurden. Aus den beiden Laserbefliegungen wurden dreidimensionale Punktwolken des Schilfs, des Bodens als auch der Wasseroberfläche generiert. Daraus konnten hochgenaue Geländemodelle, Oberflächenmodelle und daraus abgeleitete Schilfhöhenmodelle abgeleitet werden. Ebenso steht mit dem Wasseroberflächenmodell und dem Geländemodell eine exakte Information der Schilfbodensituation bezogen auf die Wasseroberfläche für weitere Studien zur Verfügung. Mittels Differenzberechnung wurden Gelände- und Oberflächenmodelle von Schilf und ein Wasseroberflächenmodell vor und nach der Brandübung erzeugt, die die genaue Berechnung der Brandfläche und die Bestimmung der abgebrannten Biomasse ermöglichte. Hier sei angemerkt, dass die RGB Aufnahmen und das daraus resultierende Oberflächenmodell der Image Matching Daten bei Schilfflächen nicht die zu erwarteten Ergebnisse lieferte, wogegen sich die LiDAR Daten auch für die zweite Befliegung bewährte. Als Ergebnis der Differenzberechnung, der beiden ermittelten Oberflächenmodelle, kann festgehalten werden, dass von der Brandfläche mit rund 31ha **nur 15,57ha** komplett abgebrannt sind. Zusätzlich konnten die **nicht (vollständig) verbrannten Bereiche innerhalb der gesamte Brandfläche sehr genau ermittelt** werden. Mithilfe der durch die Universität für Bodenkultur, Wien, ermittelten Trockenmassebestimmungen, aus dem Schilfhöhenmodell und aus Referenzdaten von erhobenen Probeflächen wurde die **verbrannte Trockenmasse des Schilfs mit insgesamt 112 Tonnen auf der gesamten Brandfläche** berechnet, was einer **durchschnittlichen Schilftrockenmasse von 7,19t/ha** entspricht. Anhand der Differenz der beiden Bodenmodelle konnte auch die durch den Brand **einhergegangene Reduktion der Bodenschicht** (Schilfmatten) ermittelt werden. All diese Informationen liefern wertvolle Informationen für Brandausbreitungsmodelle und für die Bilanzierung von Treibhausgasen und liegen flächig für das gesamte Untersuchungsgebiet vor.

Die Arbeiten haben gezeigt, dass die Befliegung mit drohnen-basierten Laserscanning **eine sehr präzise Erfassung der Schilfstruktur** und somit die **exakte Abgrenzung der Brandfläche** ermöglicht. Durch die Kombination mit in-situ Daten ist aus den Laserscandaten die verbrannte **Schilftrockenmasse sehr gut abschätzbar.** Da das Schilf lokal eine große Variabilität der Struktur und der Trockenmasse aufweist ist bei einer reinen auf physische Probeflächen basierten Ermittlung der Schilftrockenmassen mit großen Unsicherheiten zu

rechnen. Mit Hilfe der Drohnen Laserscandaten können diese Unsicherheiten aufgrund der flächigen Ermittlung der Schilftrockenmasse deutlich reduziert werden.

Die **Befliegung mit Drohnen** lieferten somit flächige Informationen für das gesamte Untersuchungsgebiet. Die Methode kann **für Brandausbreitungsmodelle und die Bilanzierung der Treibhausgase zukünftig einfach verwendet werden**.

Um die Generierung zukünftiger Biomassemodelle zu erleichtern, ist es wichtig, die **Lagepunkte der Probestellen exakt zu georeferenzieren**, da sich die Lagegenauigkeit der Probepunkte auf die Kalibrierung des Modells auswirkt.

## Biologische Station Neusiedler See: Von der Schilfpflanze und dem Schilfgürtel – Die sensible Balance zwischen $CO_2$-Speicher und Treibhausgas-Emittent

Von Schilf (*Phragmites australis*) dominierte Feuchtgebiete treten aufgrund der hohen Produktivität der Schilfpflanze und der C-Fixierung im Feuchtgebiet allgemein als starke Kohlenstoffsenken (C) hervor. Jedoch sind Feuchtgebiete wie der Neusiedler See mit seinem Schilfgürtel auch aufgrund ihrer diffusen Treibhausgasemissionen bekannt. Nach Messungen von Soja et al. (2014) belaufen sich am Neusiedler See die diffusen Treibhausgasemissionen im Frühling, Sommer und Herbst auf insgesamt etwa 79.500t $CO_2$-Äquivalente, wobei Blasenemissionen, Winteremissionen und pflanzenvermittelte Emissionen in dieser Studie unberücksichtigt blieben. Die Emissionssumme setzte sich aus etwa 57.000t $CO_2$, 760t $CH_4$ und 12t $N_2O$ zusammen. Etwa ein Drittel der Methan- und Kohlendioxidemissionen stammte aus der pelagischen Zone und zwei Drittel aus dem Schilfgürtel (ohne Pflanzenemissionen), während die Lachgasemissionen in diesen beiden Zonen ähnlich waren. Eine Schätzung der Blasenemissionen ergab zusätzliche 1.765t $CH_4$, die von Frühling bis Herbst überwiegend im oder in der Nähe des Schilfgürtels entstanden.

Bei einer Schilfgürtelfläche von rund 175km$^2$ und einer See-Gesamtfläche von 320km$^2$ Anfang der 2010er Jahren kommt Soja et al. somit im Schilfgürtel auf ca. 38.000t $CO_2$, 1.800t $CH_4$ (inkl. Blasenemissionen) und 6t $N_2O$. Heruntergebrochen **auf eine Fläche von 1ha Schilfgürtel liegt die diffuse Emission bei ca. 2,2t $CO_2$, weiters 0,1t $CH_4$ (inkl. Blasenemissionen) und 0,35kg $N_2O$** in den genannten Jahreszeiten. Methan gilt im Betrachtungszeitraum von 100 Jahren als ca. 28mal, Lachgas als ca. 270 bis 300mal klimaaktiver als $CO_2$.

Im Rahmen der ökologischen Landzeitforschung (LTER) an der Biologischen Station wurde seitens des Kooperationspartners Universität Wien seit 2018 ein Eddy-Covariance-Tower für die Messungen u.a. von $CO_2$ und $CH_4$ im Schilfgürtel eingesetzt. Baur et al. (2024) kam mit **1,81t $CO_2$ bzw. 0,092t $CH_4$ pro ha für das Jahr 2019 bzw. 2018** zu ähnlichen Emissionswerten wie Soja et al. (2014). Im Gegensatz zu Soja et al. (2014), der seine

Messungen bei einem relativ homogen durchfeuchteten System im Schilfgürtel durchführen konnte, gelang Baur et al. (2024) eine Erfassung der Emissionen neben feuchten Jahren auch in den niederschlagsarmen Trockenjahren 2022-2023, wo es aufgrund der Seepegelabnahme zu einer Entkoppelung des Schilfgürtels vom See kam und dieser großteils trockenfiel. Die Methanemissionen pro ha sanken um 76% auf **0,022t $CH_4$ (2022), was sich durch den sinkenden Wasserspiegel, das damit verbundene Austrocknen des Schilfgürtels und dessen Folgen für metabole Prozesse erklären lässt.** Die Kohlendioxidemissionen sanken zunächst um 85 % auf **0,27t $CO_2$ (2021) pro ha**, stieg dann aber **2022** mit **3,91t $CO_2$ pro ha** auf das Doppelte des Niveaus von 2019. Während der einsetzenden Trockenperiode 2021 wuchs das Schilfrohr zunächst in zuvor wasserbedeckten Bereichen innerhalb des Schilfgürtels besonders kräftig, was zu einer **höheren Photosyntheseleistung und Kohlenstoffixierung** führte. Diese Entwicklung stoppte mit fortschreitender Trockenheit und kehrte sich 2022 infolge des starken Rückgangs des Sedimentwassergehalts von etwa 65 auf 32 Vol-% sogar um. Insgesamt führte die langanhaltende Trockenheit zu einer Entkopplung des Schilf-Ökosystems vom offenen See und entwickelte das Feuchtgebiet zu einer starken $CO_2$-Quelle.

Die Schilfpflanze (*Phragmites australis*) gilt als eine der produktivsten Pflanzen in gemäßigten Breiten. Schilf nutzt Sonnenlicht bis zu dreimal effektiver als vergleichbare Pflanzen und kann daher mehr $CO_2$ aufnehmen. Ein Hektar Schilfröhricht kann durch Photosynthese somit erhebliche Mengen an $CO_2$ binden. Nach Wei Dong et al. (2012) können oberirdisch **11 bis 15 Tonnen Trockenmasse** oberirdisch pro Hektar und Jahr produziert werden (Gewichtsmessung im Winter bei Ernte). So lag das Trockengewicht nach Sieghard und Maier (1986) bei 12 Tonnen bei unbewirtschafteten Gebieten innerhalb des Schilfgürtels bzw. bei 22 Tonnen auf gewerblichen Ernteflächen. Das entspricht einer Bindung von **über 20 Tonnen $CO_2$ pro Hektar und Jahr**. Die eigentliche Klimaleistung liegt aber in der Speicherung von fixiertem Kohlenstoff im vernässten bzw. verlandeten unterirdischen Teil des Schilfgürtels. Das Verhältnis unterirdischer zu oberirdischer Kohlenstoffspeicherung liegt bei rund 3 zu 1. Nach Sieghard und Maier (1986) liegt die Zahl der vitalen Schilfhalme bei nicht bewirtschafteten Jungschilfflächen je nach zentraler Lage oder Randlage im Schilfgürtel zwischen 68 und 125 pro Quadratmeter. In den 1980 Jahren standen viel mehr Flächen unter Bewirtschaftung durch Winterschnitt, auch das Abbrennen war eine natürlich Bewirtschaftungsform – der Schilfgürtel war in der Gesamtheit damals sehr vital. Aus der Halmzahl lässt sich ableiten, wie wichtig vitale Flächen mit Jungschilfbeständen für die $CO_2$ Bindung sind. Unter Berücksichtigung des Erhalts der Schutzgutarten im Europaschutzgebiet sollte diesem Befund Rechnung getragen und jetzt angestrebt werden, dass der Schilfgürtel mosaikartig mit Schilfbeständen unterschiedlichen, aber vor allem jüngeren Alters - kleiner 15 Jahre - durchzogen wird. Im

Laufe der Alterung der Schilfbestände wird die Anzahl der Jungschilfhalmzahl sukzessive geringer und sinkt gegen 0, sobald das Bruchschilf Matten am Boden bildet. Aber auch spezifische biochemische Prozesse im subsalinen Neusiedler See können zu Verringerung des Schilfwachstums führen, eine Zusammenschau hierzu findet sich in der Diplomarbeit von Armin Pravics, 2021. Werden durch Schilfmattenbildung oder Trockenperioden wuchsschwache bzw. degradierte Schilfbestände jedoch revitalisiert, können 20 bis zu 40 Tonnen $CO_2$-Äquivalenten pro Hektar und Jahr gespeichert werden.

Nach Baur P. (2025) lässt sich der Schilfgürtel heute durch immer weniger stehendes Schilf und immer mehr Schilfmattenbildung beschreiben. Dies führt zu einem verstärkten Wasserrückhalte innerhalb des Schilfgürtels (Interceptionsverlust, Muzylo et al. 2009) z.B. bei Windereignissen und eine höhere Sedimentationsrate innerhalb des Schilfgürtel (Kartens et al., 2016). Weiters fördert ein Brandmanagement das Nachwachsen von Schilf (Link et al. 2024, Thompson & Shay 1985), das Nachwachsen des Schilfs im Folgejahr kann die $CO_2$ Emission kompensieren (Dixon et al. 2019, Godwin et al. 2017, Mayor et al. 2016), ein Brandmanagement hat keine negative Auswirkungen unter geeigneten Bedingungen auf den Kohlenstoffgehalt des Bodens, weiters reduziert ein Brandmanagement die Brennlast in der Landschaft und führt zu mehr Rückzugsgebieten (Refugium-Bildung; Kreye et al. 2013, Zupo et al. 2022, Donovan et al. 2024). Berner et al. (2025) hat gemessen, dass in einem ha Schilfgürtel (in Jois) ober- und unterirdisch rund 47,7t Kohlenstoff fixiert sind. Beim Brandversuch kam es pro ha zu einer Mobilisierung von 3,46t Kohlenstoff, was 12,8 t $CO_2$ entspricht. Geht man davon aus, dass Brandmanagement zukünftig vor allem in trockenen Jahren mit geringem Wasserstand durchgeführt wird, so läge der Entzug von Kohlenstoff aus dem System durch Brand inkl. diffuser Treibhausgasbildung beim rund 4,5-fachen verglichen mit einer diffusen Treibhausgasbildung ohne Brand. Durch die Ankurbelung des Schilfwachstums im Folgejahr nach dem Brand verringert die verstärkte Photosyntheserate bzw. verstärkte Kohlenstoffbindung die im Vorjahr getätigten $CO_2$-Emissionen erheblich. Es kann sogar davon ausgegangen werden, dass es bereits im Folgejahr zu einer kompletten Assimilierung der vorjährigen $CO_2$-Emission kommt. Dieser Bindungseffekt könnte auch durch eine zukünftige Dotation des Sees und einer miteinhergehenden Vernässung des Schilfgürtels von Mitte Februar bis Anfang April noch mehr verstärkt werden, da das Wachstum des Jungschilfs noch mehr angeregt und die $CO_2$ – Bindung noch mehr verstärkt wird.

## Biologische Station Neusiedler See: Planung, Umsetzung und Monitoring vom zukünftigen Brandmanagement

Nach Ausschluss von Flächen, die in den letzten zwei Jahrzehnten im Zuge der gewerblichen Schilfmahd genutzt wurden, weiters größeren offenen Wasserflächen im Schilf, der

Nationalparkflächen und Flächen nahe von Infrastruktur und Bauten (50m Abstand), von Kleinstflächen entlang von Kanälen, sowie eng mit Nationalparkflächen verzahnten Schilfgebieten insbesondere bei den Zitzmannsdorfer Wiesen bleiben auf österreichischer Seite ca. 31km$^2$ Schilffläche mit mehrjährigem Alt-, Knick- und Bruchschilf übrig, die kleinräumig einem Management durch Brand unterzogen werden sollten. Diese Zahl bezieht sich auf das Jahr 2021, da bis dahin genaue Daten zum Schilfschnitt vorliegen. Eine wichtige naturschutzfachliche Auflage bei der Flächenauswahl ist auch die rezente Aussparung von Gebieten, die von Reihern und Löfflern zur Anlage ihrer Kolonien genutzt werden.

Ein nur sehr kleiner Teil der möglichen Brandflächen – geschätzt werden 1 bis max. 5% der landseitigen und durch Wege erschlossenen Gebiete – könnte noch mit entsprechendem Mähwerkzeug und Mähgutverbringung z.B. seitens der Seemanagement-GmbH bewirtschaftet werden. Da diese Pflegemahd und Verbringung des Mähguts mit sehr hohen Kosten verbunden wäre, wäre der Aufwand nur in speziellen Situationen zu rechtfertigen.

Um eine stetige Verjüngung zu erreichen, müssten daher zumindest ein Fünfzehntel bis Zwanzigstel dieser **Fläche pro Jahr im Rotationsprinzip durch Brand gepflegt werden, also im Durchschnitt rund 155 bis 200ha pro Jahr, da es für diese Flächen aus fachlicher Sicht keine andere wirksame und ökonomisch machbare Maßnahme gibt**. Da aber nur bei niedrigen Wasserständen (weniger als 115,30m ü.A.) durch Brand ein hoher Biomasseentzug stattfinden kann, sollte man in **trockenen Perioden mit Niedrigwasserständen bei geringer Luftfeuchtigkeit jährlich im Winter mehr Fläche abflämmen**, während in nassen Jahren mit höherem Seepegel (> 115,50m ü.A.) auf Brände aufgrund der geringeren Wirkung verzichtet werden sollte. Für Pegelstände zwischen 115,30 und 115,50m ü.A. sollten trockene höhergelegene oder verlandete landseitige Flächen abgeflämmt werden.

Empfohlen wird eine **Teilung der geplanten Flächen auf mehrere langgestreckte Areale von 50 bis 100 ha Größe,** um die Brände entsprechend kontrollieren zu können und die Luftschadstoffbilanz gering zu halten.

Aufgrund der Kompetenz, der Kapazität, der vorhandenen Gerätschaft (Schilfschnittgeräte für Land und Wasser) und ihrer Zielsetzung könnte seitens des Landes die **Seemanagement GmbH zur Planung und Umsetzung von Schilfbränden engagiert werden.** Eine **wasserbauliche bzw. naturschutzfachliche und -rechtliche Abstimmung** wäre – wie bisher bei Schlammabsaugungen und Mäharbeiten - mit der **Abt. 5 Hauptreferat Wasserwirtschaft und der Abt. 4 Agrarwesen, Natur- und Umweltschutz** zu tätigen. Die **Biologische Station könnte das Monitoring vor bzw. nach den Bränden** koordinieren. Durch diese Konstellation könnte auch ein entsprechender **Wissensgewinn** erreicht werden.

Für die Planung eines effektiven Brandmanagements wird es immer notwendig ein, sowohl aktuelles Wissen zu faunistischen Schutzgütern (Vögel, etc.) als auch zur

Schilfbewirtschaftung fließend einzubeziehen – insbesondere neue Erkenntnisse zum aktuellen Schilfzustand und den basierenden Stoffflüssen. Neue Studien bieten vielversprechende Grundlagen für innovative Ansätze beispielsweise: so liefert im Rahmen der LTER-Site Biologische Station Neusiedler See (Long Term Ecological Research) die Universität Wien mit einem Eddy Covariance Tower laufend Daten zu Stoffflüssen wie Methan, Kohlendioxid und Wasserdampf im Schilfgürtel. In seiner Masterarbeit aus dem Jahr 2025 untersuchte Matthieu Collet das Schilfwachstum der letzten 40 Jahre, das Interreg-Projekt NeuBaSe erfasst derzeit u.a. die Schilfvitalität am Neusiedler See und ein Teil des Interreg-Projekt GRACE wird 2026/27 auf österreichischem und ungarischem Staatsgebiet u. a. den Status und die Habitatwahl der Kleinvögel im Schilf auf den aktuellen Stand bringen und damit weitere wichtige Aussagen zum Schilfzustand liefern. In eine ähnliche Kerbe schlägt auch das Projekt VeSchN (Verdunstung Schilf Neusiedler See), das ab 2026 wesentliche Aussagen zur Verdunstung und Stoffbilanz auf verschiedenen Standorten im Schilfgürtel liefern wird.
Zu guter Letzt wird angeregt, das Managementwerkzeug Schilfbrand bei nachhaltigen positiven Auswirkungen auf die Erhaltungsziele auch im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel auf überalterte Schilfbestände und verwachsenes Grasland, im Schilfgürtel, an den Sodalacken, im Seevorgelände und auf Hutweiden – begleitet durch Monitoring – kleinräumig auszuweiten.

Informationen zu LTER bzw. Universität Wien Eddy Covariance Tower

https://www.lter-austria.at/cwn-standorte-neusiedler-see/

Masterarbeit von Matthieu Collet:

Monitoring Phragmites australis health and disturbance recovery at Neusiedler See through satellite data

https://boku.ac.at/oekb/igeo/masterarbeiten/abgeschlossene-arbeiten

Informationen zum Interreg-Projekt NeuBaSe:

https://www.fib-research.at/projekte/detail/neubase

Informationen zum Interreg-Projekt Grace:

https://www.burgenland.at/news-detail/nationalpark-neusiedler-see-seewinkel-startet-grenzuebergreifendes-naturschutzprojekt-grace/

Informationen zum Projekt VeSchN:

https://www.baw.at/baw-research.html

## Referat Luftreinhaltung und Luftgüte: Luftschadstoffe und Feinstaub bei Schilfbränden

Auf Basis der von der Umweltbundesamt GmbH ermittelten Luftschadstoffemissionen wurden von verschiedene Brandszenarien die dadurch zu erwartenden Luftschadstoffkonzentrationen im Umfeld des jeweiligen Brandherdes berechnet. Die Berechnungen erfolgten durch die GeoSphere Austria anhand von Ausbreitungsberechnungen mit dem Lagrangschen Partikelmodell Lasat.

Die für die ggst. Problemstellung relevanten Luftschadstoffen, welche nach Immissionsschutzgesetz für den dauerhaften Schutz der menschlichen Gesundheit geregelt sind, sind vor allem feine Stäube bzw. Aerosole. Als Leitsubstanzen wurden daher die Luftschadstoffkonzentrationen von Feinstaub PM10 und PM2,5 ermittelt.
Für PM10 wurden Emissionen von 41,7kg je ha Brandmanagement berechnet (bei 7t Trockenmasse je ha). Nur etwas darunter liegen die berechneten Emissionen für die PM2,5 Fraktion. Im überwiegenden Anteil der Feinstaubemission sind demnach Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von max. 2,5µm – im Ausmaß von 39,6kg/ha – zu erwarten. Nachdem PM2,5 eine Teilfaktion von PM10 ist, sind die restlichen Partikelemissionen von 2,1kg/ha größer 2,5µm und max. 10µm groß (zur genauen Definition siehe Immissionsschutzgesetz-Luft § 2 Absatz 5a und 5b). Als konservativer Ansatz, können daher die durch die GeoSphere Austria produzierten Ergebnisbilder für PM10 auch für PM2,5 als Ergebnis angesehen werden.

Für beide Feinstaubparameter gibt es Grenzwerte im Jahresmittel, welche aber aufgrund der verhältnismäßig kurzen Dauer der ggst. Brandereignisse nicht relevant beeinflusst werden. Anders ist es bei Grenzwerten im Tagesmittelwert, welche nach EU-Recht und künftiger nationaler Gesetzeslage bei 45µg/m$^3$ im Tagesmittel für PM10 und bei 25µg/m$^3$ im Tagesmittel für PM2,5 liegen.

Diese Grenzwerte sind spätestens ab 2030 einzuhalten. In der Dokumentation des Luftgütemessnetzes sind sie ab 2026 zu berücksichtigen.

Die berechneten Feinstaubkonzentrationen im Tagesmittelwert in den untersten 3 Metern über Grund bei einem **Brandereignis von 120ha**, welches „quer zur Windrichtung“ angelegt ist, zeigt, dass bei der vorliegenden, in der Region dominanten Hauptwindrichtung, mit Winden kommend aus Nordwest, **auf der Seeoberfläche** mit **zusätzlichen Feinstaubbelastungen von bis zu 30µg/m$^3$** zu rechnen sein wird. In nordöstlich gelegenen Orten sowie **in Orten** auf der in Hauptwindrichtung gelegenen, gegenüberliegenden Seeuferseite ist mit

Zusatzbelastungen von **bis zu 10µg/m³** im Tagesmittel zu rechnen, in westlich oder südwestlich gelegenen Orten mit Zusatzbelastungen unter 1,5µm/m³ (siehe Abbildung 24 des Berichtteils der GeoSphere Austria im Anhang).

**Bei 60 ha Brandfläche** betragen diese **Zusatzbelastungen bis zu 20µg/m³** auf der Seeoberfläche, in nordöstlich und in Hauptwindrichtung gelegenen Orten ist - so wie bei einer Brandfläche von 120ha auch - mit einer Zusatzbelastung von bis zu 10µg/m³ zu rechnen, wenn auch deutlich kleinräumiger (siehe Abbildung 22 des Berichtteils der GeoSphere Austria im Anhang).

**In den Ortschaften wäre bei Erfüllung der notwendigen Rahmenbedingungen und einer geplanten max. 100ha Fläche je Brandereignis von einer Einhaltung der einschlägigen Grenzwerte (inkl. der Tagesmittelwertkriterien für Feinstäube) nach Immissionsschutzgesetz-Luft auszugehen, wenn auch an den besagten Tagen ein merkbarer Anstieg der Luftschadstoffkonzentration und damit einhergehend eine schlechtere Luftqualität in Kauf genommen werden muss.**

Auf der Seeoberfläche – im Lee der Rauchgasfahne – besteht die Wahrscheinlichkeit, dass es zu einer Überschreitung des Tagesmittelwertkriteriums nach den künftigen gesetzlichen Anforderungen kommt. **Einzelne Überschreitungen stellen noch keine Grenzwertverletzung dar, da der rechtliche Rahmen eine Toleranzmarge von 18 Überschreitungstagen je Kalenderjahr vorsieht. Das bedeutet, eine Grenzwertverletzung läge streng genommen erst vor, wenn es in mehr als 18 Tagen im Kalenderjahr zu Überschreitungen des Tagesmittelwertkriteriums kommt.** Überschreitungen werden typischerweise auch durch Emissionen aus Hausbrand und Verkehr in Kombination mit ungünstigen Wetterlagen (kalte Winter, Niederdruckwetterlage) ausgelöst.

Darüber hinaus kann für den Aufenthalt auf der Seefläche während eines Brandmanagements die folgende Überlegung getroffen werden:

Innerhalb von Bereichen, zu denen die Öffentlichkeit keinen Zugang hat und in denen es keine festen Wohnunterkünfte gibt, ist die Luftqualität nicht zu beurteilen (Anhang IV, Teil A, Ziffer 2, lit. a Richtlinie (EU) 2024/2881 des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2024 über Luftqualität und saubere Luft für Europa). Im ggst. Fall wäre schon allein aus Sicherheitsgründen dafür Sorge zu tragen, dass die Öffentlichkeit an dem Tag des Brandmanagements keinen Zugang zu den betroffenen Seeoberflächen hat. Aus rechtlicher Sicht wäre es demnach denkbar, dass eine Überschreitung des Tagesmittelwertkriteriums

über dem See, in Zeiten, zu denen die Öffentlichkeit keinen Zugang hat, nicht als Überschreitung zu zählen wäre.

**Handlungsempfehlungen**

Ein wesentliches Ergebnis der Ausbreitungsberechnungen ist, dass bei **geschickt angelegten Brandflächen – der Länge nach, quer zur Windrichtung und nicht kompakt/quadratisch** – der Einfluss der Rauchwolke minimiert werden kann. Diese Ausrichtung gilt es bei Anlage der Zündflächen zu berücksichtigen.

Günstigerweise liegt der für das Brandschutzmanagement in Frage kommende Schilfgürtel gänzlich an der westlichen, teilweise an der nördlichen Seeseite, wodurch die nördlich und östlich der Brandfläche liegenden Wohn- und Tourismusgebiete verhältnismäßig wenig exponiert sind. Bei Vorliegen einer untypischen und ungünstigen räumlichen Nachbarschaftssituation, müsste mit noch kleineren Brandflächen gearbeitet werden. **Bei jedem Brand muss grundsätzlich auf die vorliegende Grundbelastung geachtet werden. Diese darf nicht über 15µg/m$^3$ PM2,5 steigen,** um bei Umsetzung eines Brandereignisse zu vermeiden, dass es durch Kumulation von Vor- und Zusatzbelastung zu einem Überschreiten einer Konzentration von 25µg PM2,5 je m$^3$ im Tagesmittel in Wohn- und Tourismusgebieten kommt.

Aus fachlicher Sicht kann von einer **für das Brandereignis günstigen Vorbelastung** ausgegangen werden, wenn die gemessene Luftqualität am Vortag des geplanten Brandes bereits **nicht wesentlich höher als 15µg/m$^3$** oder besser darunter lag und am geplanten Tag mit großer Wahrscheinlichkeit eine günstige Wetterlage vorliegen wird. Die Wettervorhersagmuss unmittelbar vor dem Brand geprüft werden. Besonders zu beachten sind **gut durchmischbare Luftschichten am Tag des Brandes**. Günstige Bedingungen liegen vor, wenn ausreichende Windstärken und Windhäufigkeiten kommend aus Norden, Nordwesten oder Westen mit ausreichender Wahrscheinlichkeit prognostiziert sind.

Tatsächlich würde man bei Beachtung all dieser Rahmenbedingungen im Lee der Abgasfahne, auf der Seefläche, mit einem zusätzlichen Überschreitungstag der max. Tagesmittelwerte für PM2,5 nach IG-L rechnen müssen. **Die Seeflächen** im Lee der erwarteten Abgasfahne **sollten aber schon aus Sicherheitsgründen zum Zeitpunkt der Brandmaßnahme nicht besucht sein**. Ein Aufenthalt von Personen über den gesamten Tagesverlauf sollte in diesem Bereich jedenfalls ausgeschlossen werden.

In Abbildung 4 werden die Windrosen für die letzten beiden Winter, gemessen in Illmitz und Kittsee dargestellt. Die Daten zeigen die statistische Auswertung der Winddaten von Anfang November bis Ende Februar. Aus ihnen geht hervor, dass in der Region jeweils etwa zu 40% Nord- und Nordwestwinde vorherrschen.
In Abbildung 5 sind die Messdaten der Immissionskonzentrationen von PM10 und PM2,5 – Tagesmittelwerte des letzten Winters an der Messstationen Illmitz und Kittsee dargestellt. Dieser Vergleich zeigt, dass die Konzentration PM2,5 jeweils etwas geringer (wenige µg/m$^3$) unterhalb der PM10-Konzentration liegt und demselben Verlauf folgt. Diese Messdaten entsprechen der Vorbelastung, mit denen in den Wintern zu rechnen sein wird.

Wenn man die beiden Kriterien – günstige Windsituation und Vorbelastung – gemeinsam betrachtet und jene Tage der letzten drei Winter listet, an denen vorrangig Winde aus Norden, Nordwesten und Westen vorherrschten UND eine Vorbelastung von PM2,5 von max. 15 µg/m$^3$ vorlag, wäre **ein Brandmanagement an etwa 30 Tagen** zugunsten der Erhaltung eines guten Zustandes des FFH-Schutzgebietes Neusiedler See aus fachlicher Sicht vertretbar gewesen (siehe Tabelle 1).

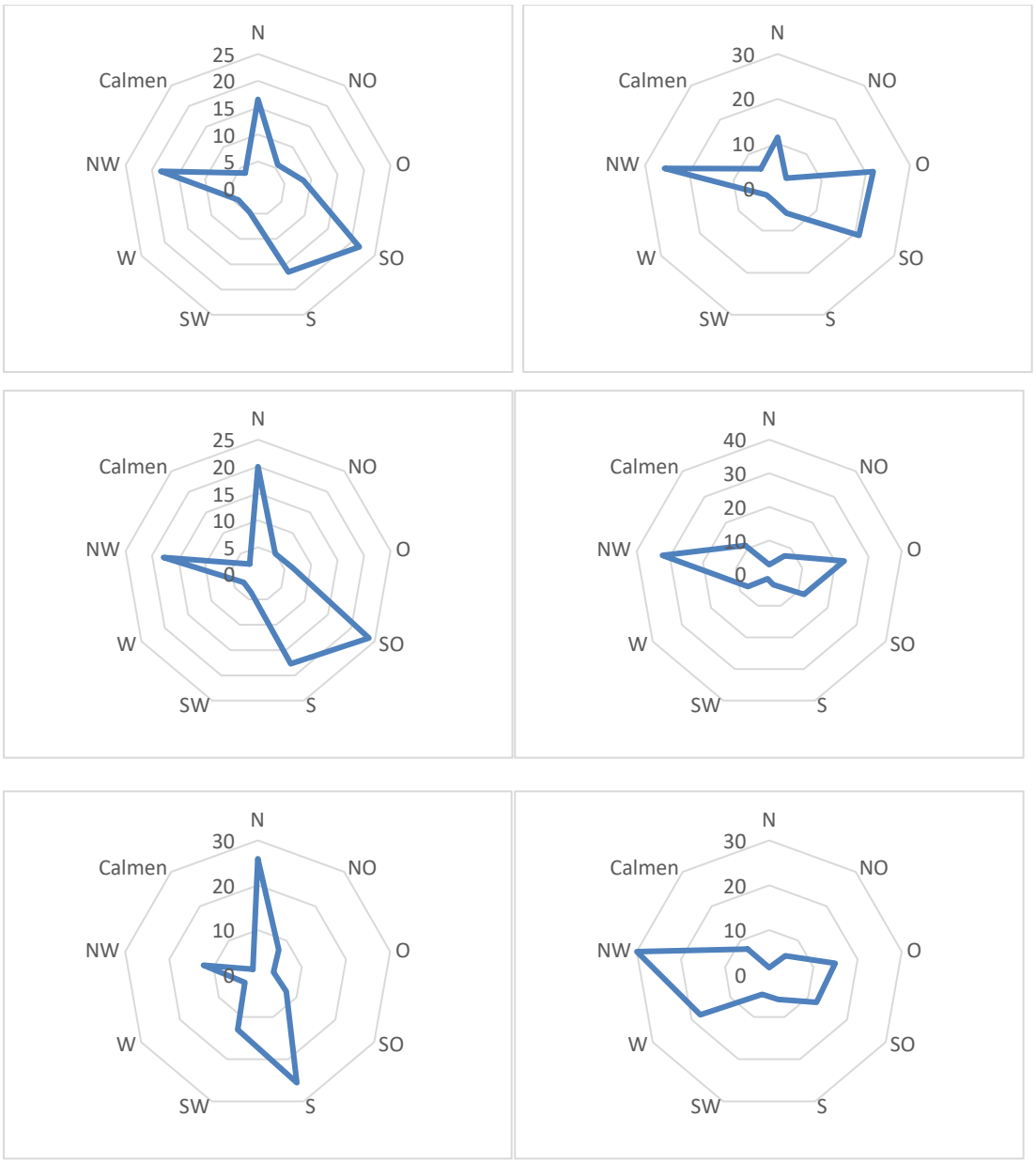
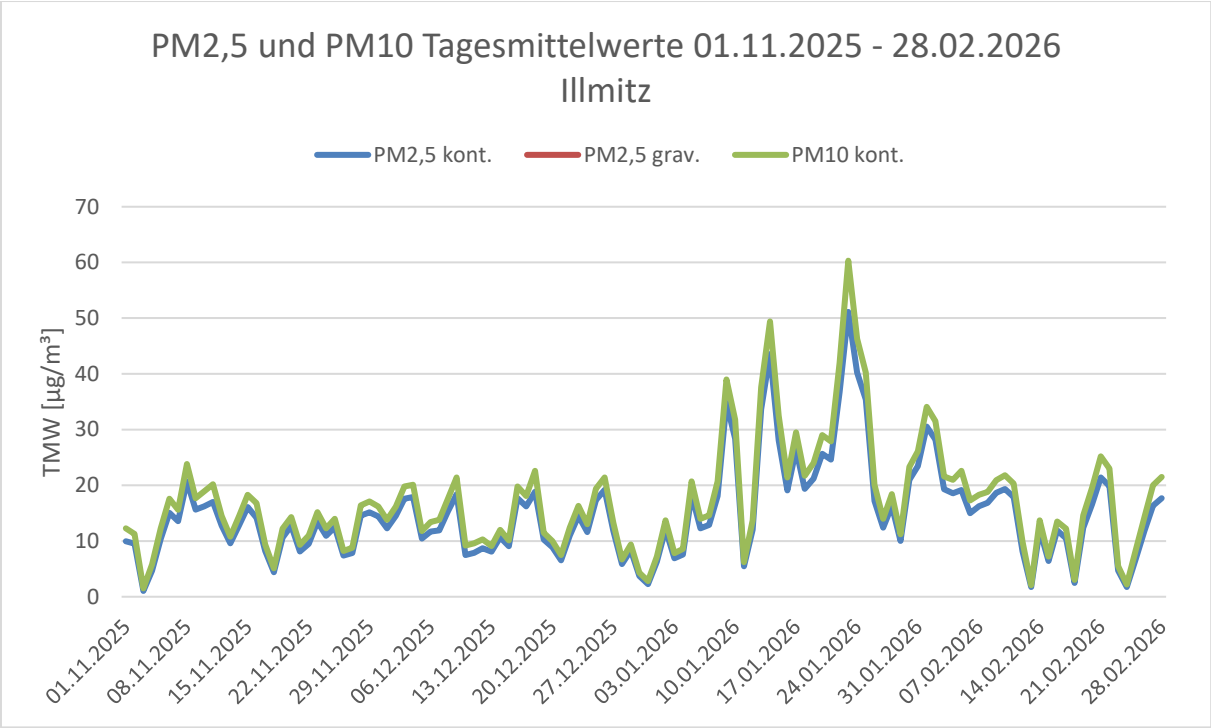



*Abbildung 4: Windrosen für die jeweiligen Winter gemessen in Illmitz (Stationsbetrieb durch Umweltbundesamt GmbH) und Kittsee (Stationsbetrieb durch Land Burgenland). Es handelt sich um Messdaten der Luftgütemessstationen nach IG-L, jeweils 01.11. bis 28.02. im Jahr 2023, 2025 und 2026 bzw. 29.02. im Jahr 2024. Die Isolinien stellen Anteile in % dar.*

Illmitz 2025-2026 (links oben), Kittsee 2025-2026 (rechts oben),
Illmitz 2024-2025 (links Mitte), Kittsee 2024-2025 (rechts Mitte),
Illmitz 2023-2024 (links unten), Kittsee 2023-2025 (rechts unten)



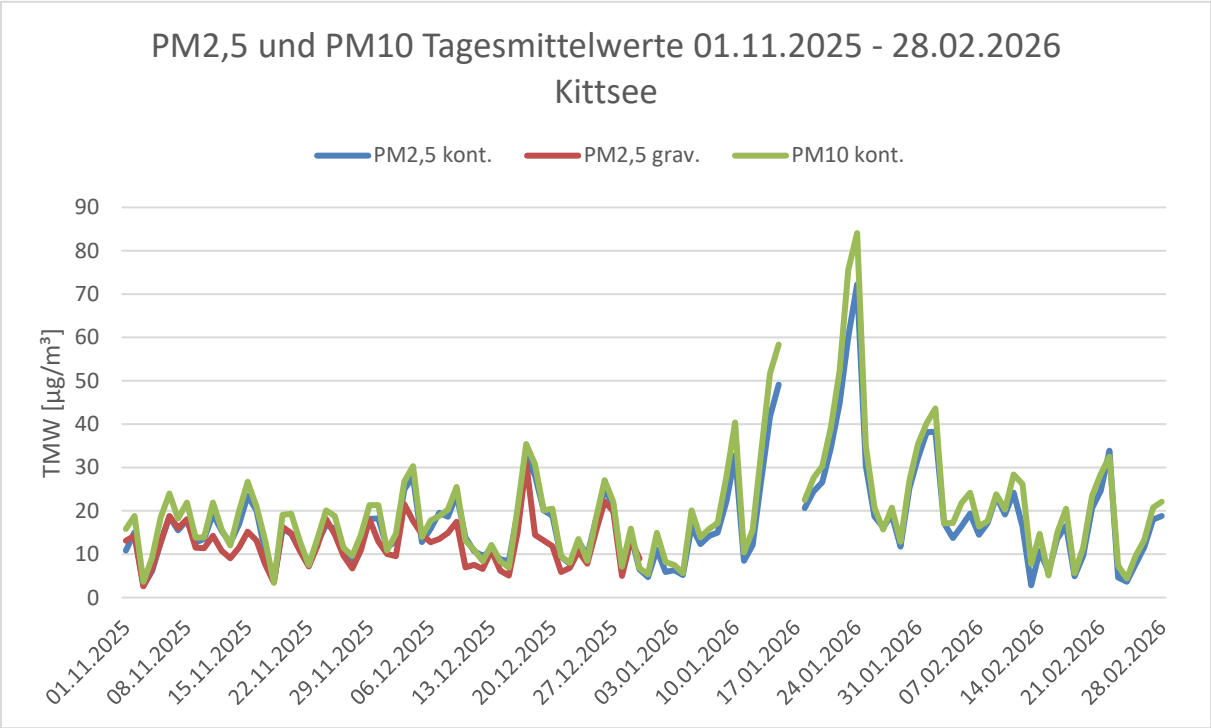




*Abbildung 5: Messdaten der Immissionskonzentrationen von PM10 und PM2,5 – Tagesmittelwerte des letzten Winters gemessen an den Messstationen Illmitz (Stationsbetrieb durch Umweltbundesamt GmbH) und Kittsee (Stationsbetrieb durch Land Burgenland).*

| | Kittsee | | Illmitz | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Hauptwindrichtung | 2024-2025 | 2025-2026 | 2023-2024 | 2024-2025 | 2025-2026 |
| N | 0 | 5 | 22 | 20 | 15 |
| NO | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 |
| O | 10 | 9 | 1 | 1 | 0 |
| SO | 4 | 6 | 1 | 6 | 11 |
| SO | 1 | 1 | 27 | 11 | 21 |
| SW | 1 | 1 | 8 | 0 | 1 |
| W | 11 | 5 | 0 | 1 | 3 |
| NW | 30 | 27 | 14 | 14 | 16 |
| Calmen | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| **Summe der Tage mit PM2,5-TMW von <= 15µg/m³** | 57 | 55 | 75 | 53 | 68 |
| **davon mit Winden aus N, W, oder NW** | **41** | **37** | **36** | **35** | **34** |
| davon mit Winden aus S, O, SO oder SW | 16 | 18 | 39 | 18 | 34 |

*Tabelle 1: Anzahl der Tage mit einer Luftschadstoffkonzentration im Tagesmittelwert von <=15µg PM2,5 pro m3 aufgeschlüsselt auf die an den jeweiligen Tagen vorherrschenden Hauptwindrichtungen. Die Messdaten stammen von den Luftgütemessstationen Kittsee und Illmitz. Betrachtet wurde jeweils der Winterzeitraum, von 1. Nov. bis 28. oder 29. Februar.*

## GeoSphere Austria: Ausbreitungsrechnung – Zusammenfassung

Durch Messungen im gegenständlichen Projekt, durch eine Literaturstudie und durch die Anwendung des Lagrange´schen Partikelmodells LASAT konnte die **Luftschadstofffreisetzung bzw. die Ausbreitung der Rauchwolken des Schilfbrandes in der Atmosphäre simuliert** und die **konzentrationsbedingten Auswirkungen auf die Luftgüte modelliert bzw. berechnet** und nach dem Immissionsschutzgesetz-Luft bewertet werden.

Während des kontrollierten Schilfbrandes in Jois wurden die Rauchwolken am Vormittag mit mäßigem Nordwestwind über den nördlichen Teil des Neusiedler Sees verfrachtet, am Nachmittag bei sehr windschwachen Verhältnissen teilweise auch in den Nahbereich nordöstlich des Brandgeschehens. Die seitens des Amtes der Burgenländischen Landesregierung gemeinsam mit dem Umweltbundesamt eigens für die Übung installierten Luftgütemessstationen in Weiden am See, in Podersdorf sowie beim Yachthafen Jois wurden aufgrund der Windverhältnisse nicht unmittelbar von den Rauchwolken beaufschlagt, jedoch konnte die meteorologische Messstation in Neusiedl am See repräsentative Daten für die Modellanwendung liefern.

Am Tag des Brandgeschehens wurden am Vormittag Nordwestwinde mit einer durchschnittlichen Geschwindigkeit von 5m/s verzeichnet, wobei diese gegen Mittag abschwächten und am Nachmittag bis Abend als variable Südwinde auftraten.
Anhand der Luftgütemessdaten konnten keine Rückschlüsse auf das Ausmaß der Freisetzung von Luftschadstoffen ermittelt werden, da aufgrund der Windverhältnisse keine erhöhten Immissionskonzentrationen in Jois, Weiden oder Podersdorf verzeichnet wurden, die dem Schilfbrand zugeordnet werden konnten. Nachdem die von der Feuerwehr vor Ort eingesetzten Drohnen auch mit Sensoren für Luftschadstoffe ausgerüstet waren (sog. „Sniffer-Drohnen“), welche Informationen über relevante Schadstoffe wie z.B. Schwefeldioxid ($SO_2$) und Feinstaubfraktionen (PM2,5 und PM10) direkt über dem Brandgeschehen gesammelt haben, wurde in weiterer Folge versucht, aus diesen Daten Kenntnis über das Ausmaß der Auswirkungen des Brandes auf die Luftqualität zu gewinnen. Nachdem es sich um nicht-standardisierte Messungen ohne Kalibration handelte, wurde eine Plausibilisierung der Daten durchgeführt. In 40 bis 60m über dem Brandgeschehen stellten die Sniffer-Drohnen eindeutig erhöhte Feinstaubwerte fest.
Im Vergleich zu den anhand der verbrannten Trockenmasse des Schilfs ermittelten Emissionen zeigte sich allerdings, dass die Feinstaubemissionen um einen Faktor von 2-4 überschätzt wurden. Nichtsdestotrotz stimmt die mit den Drohnen aufgezeichnete, räumliche Verteilung des Feinstaubes in guter Näherung mit den erzielten Modellergebnissen überein.

Letztlich wurden die Emissionsberechnungen des Umweltbundesamtes (siehe Beschreibung Teilergebnis Umweltbundesamt: Emissions- und Treibhausgasbilanzierung) als Eingangsparameter für die Modellierung der Ausbreitung der Luftschadstoffe verwendet. Die Emissionen wurden aufbauend auf die Trockenmasseabschätzungen des Schilfs der BOKU und Uni Wien (7,78 t verbrannte Trockenmasse pro ha) anhand von Emissionsfaktoren aus der Literatur berechnet.

**Die auf Grundlage der Emissionsabschätzungen des Umweltbundesamtes durch-geführten, für das lokale Brandereignis repräsentativen Ausbreitungsrechnungen mit dem Modell LASAT belegen, dass die brandbedingten Luftschadstoff-konzentrationen außerhalb des unmittelbaren Nahbereichs des Schilfbrands für Feinstaub, Stickoxide, Schwefeldioxid und Kohlenmonoxid deutlich unter den geltenden Kurzzeitgrenzwerten nach dem Immissionsschutzgesetz Luft lagen.** Durch Heranziehung der Analysen vergangener natürlicher Schilfbrandereignisse und der Unterstützung der Raumplanung hinsichtlich der Bestimmung von Schutzabständen (Brandschutzschneisen) kann **das seitens der GeoSphere - Austria berechnete Ausbreitungsmodell - basierend auf Wettervorhersagedaten - bei der konkreten Planung eines zukünftigen**

**Brandmanagements (Lage, Größe der Brandfläche) eingesetzt werden**, um Entscheidungsgrundlagen in Hinblick auf die Absicherung der lokalen Luftgüte zu schaffen.Als Faktoren, die bei der Planung und Umsetzung von einem zukünftigen Brandmanagement Berücksichtigung finden müssten, sind in Hinblick auf die Luftqualität jedenfalls **Windrichtung und Windgeschwindigkeit sowie die prognostizierte Veränderung der Windverhältnisse** im Tagesverlauf zu nennen. Hohe Windgeschwindigkeiten sorgen für gute Durchmischungsverhältnisse und mindern die Konzentrationen möglicher Feinstaubbelastungen. In den Wintermonaten ist auch zu beachten, dass in den Morgen- und Abendstunden bodennahe Temperaturinversionen auftreten, welche mit höheren Immissionswerten einhergehen. Durch Berücksichtigung der Windverhältnisse kann die direkte Beeinträchtigung der nächsten Siedlungsgebiete vermieden werden. Ein weiterer Faktor ist die im Zuge des Brandmanagements **freigesetzte Menge an Luftschadstoffen.** Diese ist einerseits **abhängig von der Menge Trockenmasse** des Brandmaterials, andererseits **von der Größe und Form der geplanten Brandfläche** – insbesondere in Relation zur Windrichtung. **Ein eher länglicher Brandstreifen quer zur Windrichtung ergibt zwar ein größeres Gebiet, welches von einer zumindest leichten Erhöhung der Luftschadstoffkonzentrationen betroffen ist, aber geringere Maximalwerte.** Bei einer **kompakten Brandfläche** überstreichen die Rauchwolken im Vergleich zum vorher genannten Fall ein kleineres Gebiet, führen jedoch zu **höheren Immissionswerten im Zentrum** des betroffenen Gebiets. Ob die höchsten durch den Brand bedingten Immissionswerte zu Grenzwertüberschreitungen führen könnten, ist letztlich auch von der bestehenden Hintergrundbelastung für den jeweiligen Luftschadstoff abhängig.

Sollen **Ausbreitungsrechnungen als Planungshilfe** für das Brandmanagement dienen, so ist die möglichst genaue Beschreibung der Freisetzung vorab erforderlich. Hierzu sollte insbesondere die **Trockenmasse des Schilfs vorab ermittelt werden**, um die Gesamtemission möglichst genau abschätzen zu können. Beginn, Ende sowie zeitliche und räumliche Variabilität des Abbrennens können in der Ausbreitungsrechnung berücksichtigt werden, sofern sie vorab hinreichend genau definiert wurden.

Wie durch einen Vergleich zwischen Fallbeispielen mit gleich großer länglicher und kompakter Brandfläche im Projektbericht verdeutlicht wird, ist die **Größe einer Brandfläche gegenüber der Form derselben von nachgeordneter Bedeutung**. Auch in Hinblick auf die **Gesamtemission** an Luftschadstoffen ist die Größe der Brandfläche gegenüber der insgesamt **vorhandenen Trockenmasse** von nachrangiger Bedeutung. **Andere meteorologische Parameter wie Temperatur, Luftfeuchte und Luftdruck sind für die Ausbreitungsrechnung von vernachlässigbarer Relevanz**. Ob das Brandmanagements an einem Wochentag oder Wochenende stattfindet, kann eventuell in Hinblick auf die bestehende Hintergrundbelastung – und natürlich logistisch – relevant sein, ist aber jedenfalls von nachrangiger Bedeutung.

## Umweltbundesamt: Emissions- und Treibhausgasbilanzierung – Zusammenfassung

Für die Emissions- und Treibhausgasbilanzierung wurde vorab die Trockenmasse von Schilf aus einer Studie von Krail et al. (2013) mit einem Wert von 17t/ha – analog zu Reis – angenommen (in Jois lag diese bei rund 7,78t/ha.) Für die Berechnungen wurde seitens Umweltbundeamt eine Studie von BirdLife herangezogen, in der jährlich rund 667ha an Schilffläche des Neusiedler Sees abgebrannt werden sollten, um den degradierten Schilfgürtel (Flächenannahme Umweltbundeamt: 100km²) innerhalb von 15 Jahren im Rotationsprinzip zu verjüngen und somit alle Altersklassen im Schilfgürtel zu erhalten. Rezente Berechnungen der Biologischen Station unter Ausschluss der gewerblich genutzten jährlichen Schilfmahd- und der Nationalparkflächen sowie Wassereinschlüsse (Kolke und Blänken) kommen auf ein jährliches Brandareal von nur 155ha (bis max. 200ha), was 1,55km$^2$ entspricht, im Rotationsprinzip von 20 Jahren. Auf einer Fläche von 155ha und einer approximierten Trockenmasse von 17t/ha würden sich die jährlichen Emissionen auf ca. 4.670t $CO_2$ belaufen. Seitens des Umweltbundesamtes konnten im Rahmen vom gegenständlichen Projekt **keine Messungen bezüglich Luftqualität** durchgeführt werden, da die temporären Messstationen aufgrund der vorherrschenden Windverhältnisse nicht im Einflussbereich der Rauchfahne lagen. So wurde für die **Berechnungen** der Emissionen von Luftschadstoffen auf verfügbare Daten anderer Landschaftspflegefond-Projektgruppen zurückgegriffen. Laut **Modellrechnung** wurden aufgrund der **unkontrollierten Abbrandbedingungen** im heterogenen Schilfgürtel in Jois **sehr hohe flächenspezifische Emissionen wie gesundheitlich relevante Schadstoffe** (z.B. $PM_{2,5}$; Benzo(a)pyren) generiert, **sowie Treibhausgase wie Kohlenstoffdioxid, Methan und Distickstoffmonoxid** emittiert.

Hochgerechnet auf eine **zukünftige gesamte jährliche Brandfläche von 155ha**, für welche das beabsichtige Abbrennen von Schilf zum Zweck der Verjüngung jährlich angedacht wird, ergeben sich **jährliche Emissionen von rund 11,62t $PM_{2,5}$ und rund 0,16kg Benzo(a)pyren.** Dies ist gleichbedeutend mit den jährlichen Emissionen von rd. 7.000 Haushalten mit Pellet-Zentralheizungen oder rd. 800 Haushalten mit Holz-Allesbrennern. Beim Abbrandversuch in Jois mit rund 15,57ha mit einem Gesamtkohlenstoffverlust von 3,46t/ha (verbrannte Trockenmasse: 7,78t/ha) sind außerdem auch Treibhausgasemissionen (Kohlenstoffdioxid $CO_2$, Methan $CH_4$, Lachgas $N_2O$) in der Höhe von 213t $CO_2$-Äquivalenten entstanden. Hochgerechnet **auf eine potenzielle jährliche Brandfläche von 155ha**, das THG-Emissionen in der Höhe von **rund 2.100t $CO_2$-Äquivalenten** entsprechen, wobei 95% davon $CO_2$-Emissionen sind, welche durch das Nachwachsen der Biomasse Jungschilf in den Folgejahren größtenteils wieder gebunden werden. (Anmerkung der Biol. Station: Die Annahme von einer Trockenmasse von 17t/ha erscheint aufgrund der aktuellen Messungen von verbrennbarer Trockenmasse von 7,78t/ha mit einem C-Anteil von 3,46t/ha in der Praxis

möglich, wird aber einen Extremwert – z.B. in dichten und hohen Altschilfbeständen mit wenig Bruchschilfanteil - darstellen.)

## DWS Hydroökologie: Hydroökologisches Monitoring des Schilfbrands Jois im Rahmen des Pilotprojekts Brandmanagement Schilfgürtel – Zusammenfassung

An Probestellen in Blänken und Kanälen innerhalb der vorbestimmten Brandfläche und Referenzstellen außerhalb dieser Flächen wurden an 3 Zeitpunkten - einmal kurz vor dem Brand und einmal kurz nach dem Brand am 13.01.24 sowie einen Monat später am 14.02.24 – hydrochemische und biologische Parameter aufgenommen. Zusätzlich wurden an den Probestellen Temperaturlogger verwendet, um die Auswirkungen des Schilfbrandes bestmöglich wahrzunehmen. Neben der geringen Brandfläche war die **Eisbedeckung ein entscheidender Faktor.**

Die aus **wasserwirtschaftlicher und gewässerökologischer Sicht wichtigen Parameter sind die thermische Einwirkung auf den Wasserkörper, der Eintrag von Nährstoffen (organischem Material) während des Brandes, die Umsetzungsprozesse der Nährstoffe und des organischen Materials nach dem Brand als auch die Reduktion der terrestrischen Biomasse** und damit die Verringerung des Verlandungspotenzials.

**Insgesamt kann aufgrund der Eisbedeckung in Jois kein Einfluss des Schilfbrandes auf die Wassertemperatur größerer zusammenhängender Wasserflächen – unter den vorherrschenden Eisbedingungen – festgestellt werden. Der Grad des Einflusses auf die Wasserchemie kann kaum abgeschätzt werden**, da es unklar ist, ob resultierende chemische Unterschiede auf den Brand selbst oder auf eine unabhängig davon **verlaufende Standortsdynamik** zwischen Schilfgürtel und See zurückzuführen sind.

**Insgesamt ist bei Zooplankton wie auch Phytoplankton keine wesentliche Beeinflussung festzustellen, die mit dem Brand erklärt werden kann. Ein erheblicher Einfluss des Brands auf die aquatischen Lebensgemeinschaften** innerhalb des betrachteten Zeitraums ist in Jois **nicht erkennbar**. Ein **negativer Einfluss des Schilfbrands auf die Wasserqualität** (Grundchemismus, Nährstoffe) ist anhand der vorliegenden Befunde **nicht abzuleiten**. **Wesentliche Auswirkungen des Brandes auf andere benachbarte Teile des Schilfgürtels sowie ein Einfluss auf den offenen See sind in dem Brandgebiet vor Jois als unwahrscheinlich anzusehen. Grundsätzlich ist die Entfernung von Biomasse durch Brand als positiv zu bewerten.**

Aufgrund der bestehenden Eisdecke konnten unmittelbare Auswirkungen des Schilfbrandes auf die aquatischen Lebensgemeinschaften hinsichtlich Artenzusammensetzung und Abundanz nur eingeschränkt auf diese besondere Wettersituation untersucht werden.

Zusammenfassend sind Einflüsse eines Schilfbrandes – insbesondere bei Eisfreiheit – nicht restlos auszuschließen.

Ratsam für **zukünftige Brandereignisse sind stabile Wetterprognosen um die wissenschaftliche Begleitung fokussiert durchführen zu können.** Im Falle einer Eisbedeckung kann der Ausfall der Untersuchung von Wasserqualität, Zooplankton und Phytoplankton angedacht werden. Vice versa sollten wiederholte Untersuchungen von Phyto- und Zooplankton sowie Wasserqualität unter eisfreien Bedingungen durchgeführt werden.

### Günther Wöss & Ute Nüsken: Brandmanagement Schilf in Jois – Fachbereich Amphibien – Zusammenfassung

Die Untersuchungen deuten darauf hin, dass das **Brandereignis im Jänner 2024 zumindest im Untersuchungsjahr 2024 keinen negativen Effekt** auf Amphibien hatte. **Die Individuenzahlen waren im Frühjahr 2024 auf der Brandfläche deutlich höher als auf der östlich angrenzenden Referenzfläche (Altschilfbestand).** Speziell im Altschilf drängt sich aber auch die Vermutung einer positiven Auswirkung auf die Laichgewässer durch Brände auf, indem die **Vegetationsschicht geöffnet wird und die Gewässer besser besonnt werden, was für eine erfolgreiche Fortpflanzung von Amphibien meist unerlässlich ist**. Gestützt wird diese Vermutung von Glaser et al. (2022), die signifikant niedrigere Fangzahlen in älteren Schilfbeständen im Vergleich zu jüngeren feststellten.

Aus Sicht des Amphibienschutzes ist der **Hochwinter** jene Jahreszeit, in der negative/letale Auswirkungen von Schilfbränden auf Amphibien höchstwahrscheinlich auf einem niedrigeren Niveau zu halten sind als im restlichen Jahr. Betroffen sein können überwinternde Tiere. Über das Überwinterungsverhalten von Amphibien im Schilfgürtel ist nur wenig bekannt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass hierbei **Dämme im Schilfgürtel für an Land überwinternde Arten von großer Bedeutung** sind. Dies betrifft auch in besonderem Maße höherliegende Flächen wie Güterwege innerhalb des Schilfgürtel. Daher sollte im Vorfeld vor Brandereignissen von Experten und Expertinnen beurteilt werden, ob spezielle, potenziell geeignete Überwinterungsstrukturen vom Brandmanagement betroffen sind.
Eine **Vorab-Erhebung der auf einer geplanten Eingriffsfläche vorkommenden Amphibienarten im Frühling/Frühsommer vor dem Brandereignis ist zukünftig jedenfalls zu empfehlen**, um einen Überblick über das Artenspektrum und eine grobe Abschätzung der Bestandsgrößen zu erhalten. Auf Grundlage dessen kann beurteilt werden, in welchem Ausmaß mit Beeinträchtigungen zu rechnen ist, und es kann dann entsprechend entgegengesteuert werden.

## BirdLife Österreich: Ornithologie - Vergleich von Vogelgemeinschaften in Brand-, Schnitt- und Altschilfflächen – Zusammenfassung

Im Rahmen des Teilprojekts „Ornithologie“ wurden die Brutvogel-Gemeinschaften in unterschiedlich strukturierten Untersuchungsflächen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees in untersucht. Die Zählungen wurden im Mai und Juni 2024 in einer im Jahr 2023 abgebrannten Schilffläche bei Breitenbrunn sowie in drei mehr als 15 Jahre alten Altschilfflächen in der Kernzone des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel im südöstlichen Teil des Schilfgürtels durchgeführt. Aufgrund des eingeschränkten Projektzeitraums von 6 Monaten war eine Untersuchung in der direkten Brandzone von Jois nicht sinnvoll.

Die Ergebnisse zeigen, dass **abgebrannte Flächen (zur Untersuchungszeit nach ca. 15 Monaten) für Schilfvögel genauso attraktiv waren, wie einjährige Schilfbestände nach einer Mahd.** Es waren **fast keine negativen Einflüsse auf die Vogelfauna** feststellbar.

Die Brutvogelgemeinschaft der einjährigen Brandfläche bei Breitenbrunn ähnelte stark derer der Schnittflächen, wobei ein Einfluss der Wasserstände auf die Artengarnituren sehr wahrscheinlich ist. **Junge Schnitt- und** – mit einiger Wahrscheinlichkeit – auch **frische Brandflächen können sehr attraktiv für brütende Limikolen** wie Bekassine, Rotschenkel, Kiebitz und Stelzenläufer sein und damit auch von **hoher naturschutzfachlicher Bedeutung** für diese Arten. Allerdings muss durch weitergehende Untersuchungen geklärt werden, inwieweit es in diesen Lebensräumen auch in größerem Ausmaß zu erfolgreichen Bruten kommt.
Die einzige Ausnahme konnte in einer geringeren Häufigkeit einer Art festgestellt werden, die vom Vorhandensein bodennaher Altschilfhalme profitiert, welche durch das Abbrennen reduziert wurden. **Das Beseitigen des „Bruchschilfs“ ist jedoch ein gewolltes Ergebnis** des Brandmanagements, um Schilf langfristig als Lebensraum attraktiv zu halten.

**Die Daten** aus der Brandfläche Breitenbrunn **betreffen nur ein einziges Untersuchungsjahr. Im Laufe der nächsten Jahre wird sich die Artenzusammensetzung mit der Alterung des Gebietes ändern, daher sind die Resultate nur mit Vorsicht zu verallgemeinern.** Inwiefern sich abgebrannte Flächen bei ihrer Alterung anders entwickeln als geschnittene Schilfbestände wäre durch **begleitendes Monitoring zu klären**. Erst dadurch wären die Auswirkungen des Brandmanagements längerfristig beurteilbar.

**Die derzeit vorliegende Momentaufnahme aus einem Jahr auf einer ein Jahr alten Brandfläche zeigt zumindest vorerst, dass Brandmanagement aus der Sicht des Vogelschutzes zu befürworten ist.**

Aus naturschutzfachlicher Sicht des Vogelschutzes wären **zukünftige Brände auf den Zeitraum vom 1. Dezember bis zum 15. Februar zu begrenzen**, um das Brutverhalten mancher Arten auch in milden Wintern nicht zu stören. Des Weiteren **entscheidet der Wasserstand über den tatsächlichen naturschutzfachlichen Nutzen des Brandes**. **Bei geringen Wasserständen, beispielsweise von unter 115,30m ü.A., wird von einer effizienteren Entfernung der Biomasse ausgegangen als bei höheren Wasserständen.** Unter Berücksichtigung des Wasserstandes könnten das Brandmanagement intensiviert oder andererseits ausgesetzt werden.

### WWF: Brandmanagement als Naturschutz-Instrument (Literaturstudie) – Zusammenfassung

Die Studie beruht auf einer **Literaturrecherche zum Thema Brandmanagement als Naturschutzinstrument, mit speziellem Fokus auf die Pflege von Schilfbeständen mittels Feuer**. Speziell aus Nordamerika gibt es dazu eine umfangreiche Literatur und detaillierte Handlungsanweisungen, besonders was das Brandmanagement in Wäldern und in natürlichem Grasland betrifft. Allerdings ist die amerikanische Literatur in Bezug auf den Feuereinsatz in Schilfbeständen überschaubar und fokussiert einseitig auf die Bekämpfung eingeschleppter europäischer Klone von *Phragmites australis*, die in USA und Kanada als invasive Neophyten auftreten. Die Förderung der Vitalität und der Verjüngung von Schilfbeständen, wie sie am Neusiedler See angestrebt wird, ist in Nordamerika kein Thema.
Europäische Erfahrungen im Brandmanagement sind generell weniger umfangreich, und längst nicht so differenziert und durch wissenschaftliche Begleitunteruntersuchungen gestützt.
In Bezug auf Schilfbestände wird in der europäischen Literatur zwar immer wieder von der Möglichkeit des Feuereinsatzes gesprochen (meist unter Verweis auf historische, im Rahmen der Schilfnutzung überlieferte Praktiken), allerdings ohne, dass eigens schonende Methoden des Brennens herausgearbeitet werden, welche sofort und in großem Maßstab im Schilfgürtel des Neusiedler Sees eingesetzt werden könnten.
Damit wird auch der Wert vom Projekt „BraMaSchi“ unterstrichen, welches erstmalig ein systematisches wissenschaftliches Begleituntersuchungsprogramm beinhaltet hat und Techniken des naturschonenden Brennens in ihrer speziellen Wirkung auf großflächiges Schilfbestände und deren Lebensgemeinschaften in ersten Ansätzen festlegt.
In der Studie „Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See“ (Nemeth et al. 2022) wurde gezeigt, dass weite Teile des Schilfbestandes derzeit einem rasch fortschreitenden Absterbe-Prozess unterliegen. **Hinter dem Schilfsterben am Neusiedler See dürfte vor allem die fortschreitende Akkumulation von toter Biomasse im Schilfgürtel stehen, die bei andauernder Wasserbedeckung mit der Zeit zu anoxischen Verhältnissen und zur Anreicherung von Hemmstoffen im Substrat**

**führt**. **Ursachen für die Akkumulation toter Biomasse liegen sowohl in der natürlichen Alterung des Schilfgürtels, als auch in seiner Nutzungsgeschichte sowie in den anthropogenen Veränderungen im Wasser- und Salzhaushalt des Sees**. Die Schilfbestände verlieren damit u.a. ihre Lebensraumeignung für spezialisierte Schilfvögel und andere Artengruppen. Die Studie zeigte auch, dass unter den bestehenden technischen, ökonomischen, klimatischen und ökologischen Voraussetzungen eine erhebliche Ausweitung der Schilfernte nicht realistisch ist. Somit bleibt als Mittel zur Reduktion der anfallenden Biomasse nur die (Wieder-)Einführung des Brandmanagements in naturschonender Weise.

Die gegenständliche Literaturstudie gibt einen **Abriss zur internationalen und regionalen Geschichte des Feuereinsatzes in der Landnutzung, in der Landschaftspflege und im Naturschutz. Weiters gibt sie einen** Überblick über internationale **Erkenntnisse, Prinzipien und Techniken des Brandmanagements**, **deren Anwendungen, Auswirkungen, Erfahrungen und Handlungsoptionen genau beschrieben werden. Besonders wird auf amerikanische Erfahrungen im Brandmanagement von Feuchtgebieten im Allgemeinen und Schilfbeständen im Besonderen eingegangen.**

Demnach soll ein winterliches Abbrennen von Schilfbeständen im Allgemeinen nicht schädigen, sondern sogar fördernde Wirkung haben. Es kann allerdings zu Veränderungen in der Dichte und der Struktur des Röhrichts führen. Die internationale Literatur zeigt für mache Artengruppen auch mögliche negative Auswirkungen auf. Wenn jedoch eine ausreichend große standörtliche Heterogenität erhalten bleibt und ein Nebeneinander von Eingriffs- und Nicht-Eingriffsflächen gewährleistet ist, dann erholen sich die untersuchten Bestände meist rasch.

**Zuletzt werden die zu klärenden Forschungsfragen** punkto Indikatorarten etc. für ein mögliches künftiges Brandmanagement im Schilfgürtel des Neusiedler Sees skizziert, Zielsetzungen abgeleitet und **Handlungsoptionen** aufgezeigt. **Hieraus wird die praktische Umsetzung eines Brandmanagements** ausführlich diskutiert. Denn ein gut durchdachter und gut geplanter Einsatz von Feuer kann ein wirksames Instrument zum naturschutzorientierten Management von naturnahen Lebensräumen sein. Durch ein räumlich und zeitlich abgestuftes Rotationsschema der für das Brandmanagement ermittelten Schilfflächen könnte das bestehende Dilemma, zwischen kurzfristigen negativen Wirkungen und der längerfristigen Notwendigkeit überalterte Schilfbestände zu verjüngen, aufgelöst werden, ohne den Fortbestand der charakteristischen Artengarnitur langfristig zu gefährden.

Abschließend werden Zukunftsaspekte wie die **Ausarbeitung von allgemeinen Brandvorschreibungen und von detaillierten Ablaufplänen, der Aufbau der notwendigen Organisationsstrukturen** und die **Beschaffung der benötigten Ausrüstung betrachtet.**

## ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE SEITENS DER ORGANISATIONSEINHEITEN

### Agrargemeinschaft Jois: Wahrnehmungen zur wissenschaftlich begleiteten Brandschutzübung im Schilfgürtel aus dem Alltag – Zusammenfassung

Die Schlüsselparameter für ein erfolgreiches Abbrennen scheinen die Windrichtung und eine **Windstärke über 30km/h sowie die Schilffeuchtigkeit** zu sein. Um das Abbrennen kontrolliert durchführen zu können, haben sich die Anlage von Brandschneisen und die stete Feuerwache bewährt. Diese Brandübung war in der Vorbereitung, Genehmigung und Durchführung – aufgrund der Größe und Teilnehmerzahl an Einsatzkräften – ein aufwendiges Projekt. Seitens der Grundstückseigentümer wird geäußert, dass der **Aufwand für zukünftige Brandmaßnahmen überschaubar bleiben sollte**. Nichtsdestotrotz konnte auf der Brandfläche im Frühjahr 2024 eine **äußerst positive Entwicklung der Natur** beobachtetet werden.

### Bezirkshauptmannschaft Neusiedl am See und Landessicherheitszentrale: Die Begleitung der Brandschutzübung seitens der Bezirkshauptmannschaft – Zusammenfassung

Die Bezirkshauptmannschaft ist in dessen Rolle als Sicherheits- und Katastrophenschutzbehörde **frühzeitig in die Planungs- und Durchführungsphasen zukünftiger Brandereignisse einzubinden,** um alle notwendigen Vorkehrungen treffen zu können. Eine frühzeitige Koordination der beteiligten Einsatzorganisationen ermöglicht rasches Handeln in unvorhersehbaren Situationen.

Da das gezielte Abbrennen von Schilf öffentlich wahrgenommen wird, fungiert die Bezirksverwaltungsbehörde als **erste Anlaufstelle für Bürgerinnen und Bürger**. Diese kann in dieser Rolle sowohl informierend als auch beruhigend auf die Bevölkerung einwirken. Durch die frühzeitige Einbindung der Bezirksverwaltungsbehörde in das Projekt wird zudem eine **frühzeitige Koordination zwischen den beteiligten Einsatzorganisationen** ermöglicht, was im Falle eines unkontrollierten Ausbreitens des Schilfbrandes einen erheblichen Vorteil darstellt.

Seitens Landessicherheitszentrale kann festgehalten werden, dass das Szenario **„Schilfbrand“ im Ernstfall bzw. als „Management-Brand“ jedenfalls abwickelbar** wäre. Dies ist allen voran der **perfekten Interaktion aller BOS (Behörden und Organisationen mit Sicherheitsaufgaben)** zuzuschreiben. Die Landessicherheitszentrale kann im Setting „Brandmanagement bzw. Brandübung Schilfgürtel“ als **Informations- und Kommunikationsdrehscheibe agieren und sowohl Dispositionen, als auch Alarmierungen, Lagebild-Zusammenführungen,** leisten.

## Feuerwehr und Landessicherheitszentrale – Beurteilung des Übungsverlaufs – Zusammenfassung

Die groß angelegte Brandübung mit mehreren Hundert Einsatzkräften aus allen Landesteilen konnte am 13.01.24 „mit Erfolg“ durchgeführt werden, sodass Erkenntnisse für vergleichbare Szenarios gesammelt werden konnten. Seitens der Landessicherheitszentrale, welche als Informations- und Kommunikationsdrehscheibe fungierte, hat sich eine gute Zusammenarbeit zwischen den Behörden und Einsatzkräften gezeigt. Vor allem hat sich auch gezeigt, dass ein Schilfbrand im Ernstfall zu bewältigen ist.

Trotz der geringen Brandfläche lassen sich wichtige Aussagen zu zukünftigen Brandereignissen auf Schilfflächen machen:

- Die **15 bis 20m breiten Feuerschneisen** - bestehende ausgemähte bzw. verbreiterte Kanäle als auch von Biomasse bereinigte Schilfbereiche – haben dem Feuer **bei mittleren Windgeschwindigkeiten von 30 - 40km/h standgehalten**. Die Feuerschneisen müssen z.B. durch Häckseln biomasse-arm gehalten werden, die Biomasse muss verführt werden.
- Der **Brandschutzstreifen um Hütten und Infrastruktureinrichtungen** müssen eine Breite von **mindestens 20m** aufweisen.
- Um den Brand seitens der Einsatzkräfte **künstlich auszubreiten** bzw. zu erweitern, sind **zusätzliche Schneisen** für eine Begehung nötig, diese wären im Vorfeld anzulegen.
- Eine **gute Begehbarkeit** während Frostperioden und/oder bei Niedrigwasserständen **erleichtert die Vorbereitungs- und Durchführungsarbeiten.** (Die Begehbarkeit war trotz des Frostes der vergangenen Tage, aufgrund des weichen und stellenweise nicht gefrorenen Untergrunds teilweise für Mensch und Maschine stark eingeschränkt.)
- Die **potenzielle Brandfläche sollte max.100ha groß und langgestreckt sein - max. 500m Breite und eine Länge von max. 2000 bis 3000m erscheinen ideal**.

- Des Weiteren sollten Schilfbrände nur mit **ablandigem Wind – also Richtung offener Seefläche – mit max. Windgeschwindigkeit von 50km/h** durchgeführt werden, um die Ausbreitung des Feuers bestmöglich kontrollieren zu können.
- Es ist eine **Übermittlung der Genehmigungen des Feuereinsatzes nach Ausstellung an das Landesfeuerwehrkommando Burgenland und an die Landessicherheitszentrale notwendig** (das Landesfeuerwehrkommando leitet dann die Genehmigungen an die zuständigen Feuerwehren weiter).
- Notwendig ist weiters die **Meldung des Beginns des Brandes an die Landessicherheitszentrale** (bzw. besser noch am Vortag). Die Landessicherheitszentrale kontaktiert dann die zuständigen Feuerwehren.
- Die **Kontrolle der Brandfläche während und nach dem Abbrand ist durch den Antragsteller notwendig**. Hierbei muss die Bekanntgabe von verantwortlichen Personen gegenüber der Landessicherheitszentrale erfolgen.
- Um Brände zukünftig leichter zu kontrollieren, wäre es von Vorteil, bereits vorhandene **Güterwege im Umfeld zu revitalisieren**, um mit den Geräten der Seemanagement GmbH und der Schilfschneidebetriebe koordinierte Brandbekämpfungsmaßnahmen umzusetzen.
- Im Falle einer unkontrollierten Ausbreitung sollte **ein Alarmplan** bestehen, um erforderlichen Einsatzkräfte ehestmöglich mobilisieren zu können.

## Diskussion

Eingangs soll gesagt sein, dass trotz der einschränkenden Rahmenbedingungen und Vorgaben zur Projektabwicklung – insbesondere kurzen Vorlaufzeiten bis zum Brand mit 3 Monaten für Projektplanung, Einreichung, Genehmigungen, Messungen vor dem Brand im Dezember 2023 bis Jänner 2024), raschen Messungen der Auswirkungen nach dem Brand (max. 6 Monate – ab Mitte Jänner bis Juli 2024 Folgemessungen und Berichtslegung), sowie beschränkten budgetären Mitteln nun erstmalig profunde Aussage über die Auswirkungen des Schilfbrandes auf Natur und Umwelt – natürlich unter den angetroffenen Rahmenbedingungen - getätigt werden konnten.

Diese waren die Einmaligkeit der Wettersituation, des Wasserstandes vor und während des Brandes, sowie die strukturelle lokale Charakteristik des Schilfgürtels in Jois. Die Messungen führten daher zu einer Reihe von Aussagen, die sich spezifisch auf genau die vorherrschende Situation beziehen. Abstrahierungen waren allerdings z.B. durch die Einbeziehung von Modellberechnungen oder Vergleichsflächen abseits der aktuellen Brandflächen, sowie Vergleichsmessungen, vergleichbare Literatur etc. sehr wohl möglich, sodass allgemeine Aussagen getätigt werden können. Es besteht somit ein klares Bild, wie und unter welchen

Bedingungen Brandmanagement durchgeführt werden kann, ohne erhebliche schädliche Einflüsse auf die Bio-, Hydro- und Atmosphäre zu generieren.

Die wissenschaftliche Begleitung der Brandübung im Schilfgürtel des Neusiedler Sees stellt für Schilfflächen allgemein ein Novum in der Beforschung von Feuer als naturschutzfachliche Managementmaßnahme dar, da bisher international vorwiegend komplett andere Lebensräume wie z.B. Waldgebiete im Mittelpunkt der Forschung standen. Die Erkenntnisse des Einflusses von Feuer auf diese Lebensräume lassen sich daher im Bereich „Literatur und Datenübertragbarkeit“ nur eingeschränkt auf den Brand im Schilfgürtel von Jois übertragen, weshalb reale Messungen wie im Jänner 2024 umso wichtiger sind.

Sofern eine Übertragbarkeit der Situation für den Bereich „Biosphäre“ wissenschaftlich gerechtfertigt war, gelang dies durch Untersuchungen an anderen Schilfflächen, wo es in den vergangenen Jahren zu einem vergleichbaren Schilfbrand gekommen ist (BirdLife – Ornithologie). So konnte eine „Zeitreise“ unternommen werden, wie sich Auswirkungen von Bränden nach mehreren Jahren ökologisch äußern.

Diese Übertragbarkeit war im Rahmen der herpetologischen Studie fachlich jedoch sehr eingeschränkt – auch aufgrund des Fehlens von passender Vergleichsliteratur. Hier wäre eine längere Vorlaufzeit mit Messungen ab Sommer 2023 auf der Brandfläche und der Referenzfläche vorteilhaft gewesen.

Die Untersuchung auf Plankton konnte nur unter frostigen Bedingungen unter Eisbildung betrachtet werden, der Einfluss des Feuers konnte also nur für diese Situation untersucht werden. Der Einfluss auf offene Wasserflächen kann approximiert werden.

Zukünftig könnte die Aussagekraft der auf die Ökologie abzielenden Teilprojekte durch längerer Vorlaufzeit für Erhebungen in der kompletten Vegetationsperiode vor dem Brand, sowie in der kompletten Vegetationsperiode nach dem Brand – ideale Weise über mehrere Jahre – entscheidend erhöht werden. Dies sollte bei der Planung von zukünftigen wissenschaftlichen Begleitprojekten bei Bränden unbedingt Berücksichtigung finden.

Umfassende Aussagen konnten für den Bereich „Atmosphäre“ gemacht werden: durch den Einsatz von etablierten Modellierungen und Modellberechnungen und Kenntnissen über die $CO_2$-Bindungs-Eigenschaften vom Schilf sowie die diffusen Treibhausgasemissionen des Schilfgürtels konnten die Entwicklung der Luftschadstoffe und der Luftgüte im Rahmen des Brandes relativ schlüssig bewertet werden, obwohl die örtlichen Messstationen nur im Randbereich der Rauchentwicklung positioniert waren und wenig Daten liefern konnten.

Ähnlich profunde Aussagen konnten auch bei den Vorortmessungen und Laboranalysen für den Bereich „Biomasse“ betr. Kohlenstoff vor und nach dem Brand, sowie bei der Fernerkundung mittels Drohnenbefliegung gemacht werden.

Wesentlich ist auch die Erkenntnis für die „Organisation und Koordination“, dass entsprechend dimensionierte Brände im Schilfgürtel bei entsprechenden Vorkehrungen auch durch eine

geringe Zahl an Einsatzkräften zu beherrschen sind. Durch eine „verschlanke“ Logistik wäre zukünftig der Planungsumfang viel geringer, und für die Forschung wäre mehr Spielraum und Möglichkeiten vor Ort gegeben.

Im folgenden Diagramm (siehe Abbildung 6) wird die Abschätzung der Aussagekraft der Teilprojekte für die jeweiligen Bereiche aus Sicht der Projektkoordinator dargestellt (ein Balken = sehr geringe Aussagekraft, fünf Balken = sehr hohe Aussagekraft im Rahmen des getätigten Teilprojekts)

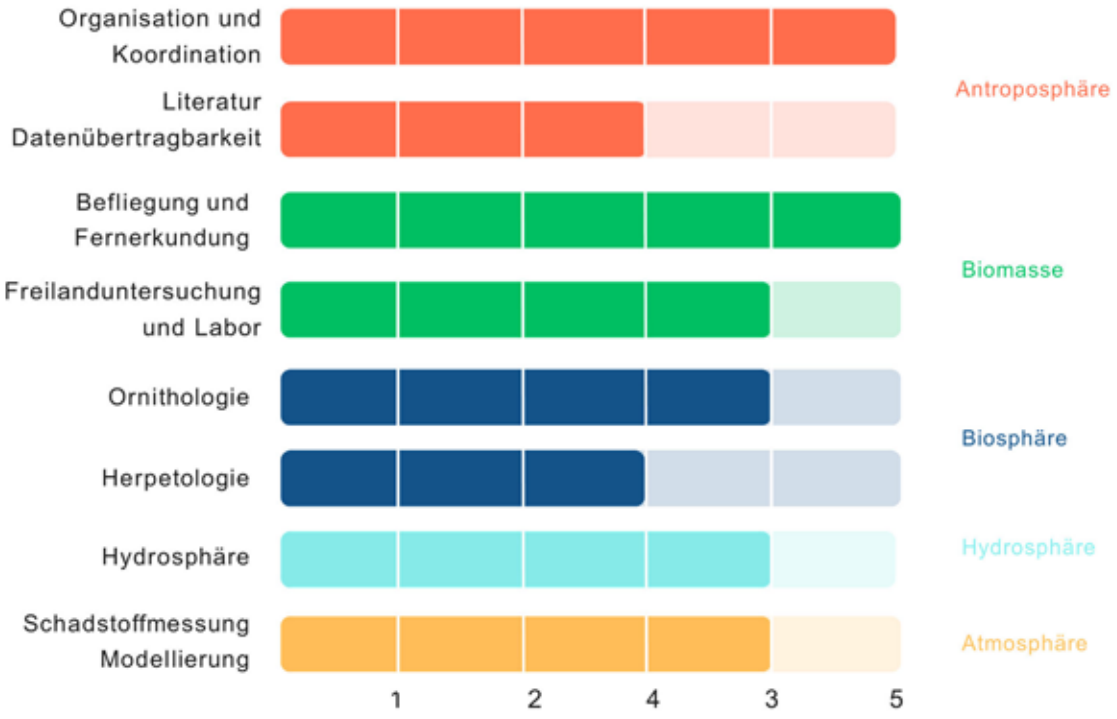



*Abbildung 6: Abschätzung der Aussagekraft der Teilprojekte für die jeweiligen Bereiche aus Sicht der Projektkoordinatoren (2025)*

Aufgrund des Gesamtbildes der Aussagekraft der Teilprojekte und der Zusammenschau der Ergebnisse kann Feuer als Managementmaßnahme im Schilfgürtel des Neusiedler Sees unter Berücksichtigung der hier vorliegenden Erkenntnisse unter entsprechenden Rahmenbedingungen auf jeden Fall weiterverfolgt werden. Insbesondere kann guten Gewissens gemäß Planet Boundary Report der Erhaltung und Stabilisierung der Biodiversität in einem Hotspot-Gebiet für bedrohte Arten wie dem Neusiedler See Gebiet gegenüber den Emissionen in die Atmosphäre die gebührende Priorisierung eingeräumt werden. Es sollten daher Initiativen zur Anpassung der entsprechenden Gesetzlichkeiten gestartet werden, um in eine Umsetzungsphase beim Brandmanagement zu kommen.

Zukünftige Brandflächen im Schilfgürtel sollten auf jeden Fall längerfristig vor, während und längerfristig nach dem Brand begleitet werden, damit eine wissenschaftliche Datenabrundung erfolgen kann, verschiedene Situationen erfasst und ihr Einfluss auf die Sphären überwacht

werden können. Dadurch kann zukünftiges Brandmanagement am Neusieder See routinemäßig gestaltet und zieladäquat umsetzbar werden.

## Glossar

Aktuelle Definitionen zum Thema Schilf und Schilfgürtel

| **Bezug auf Einzelhalme** | |
|---|---|
| Jungschilf | diesjähriges grünes Schilf |
| Altschilf | lebloses Schilf, nach Abwurf der Blätter (ca. ab Oktober) |
| Altschilf-einjähriges | ab 2. Kalenderjahr |
| Altschilf-zweijähriges | ab 3. Kalenderjahr |
| … | … |
| | |
| stehendes Schilf | Altschilfhalme und Jungschilf, die zwischen 0° und 45° geneigt sind |
| Knickschicht oder Knickschilf | Altschilfhalme, die 45° bis ca. 80° geneigt sind |
| Bruchschilf - Schilfmatten | Altschilfhalme, die flächig kompakt und dicht komprimiert in eine Richtung orientiert liegen - weitgehend horizontal (also Winkel zwischen 80° und 90°) |
| Blänke | offene Wasserfläche im Schilfgürtel |
| Poschen | große Blänke |
| | |
| **Alter einer Schilffläche:** | |
| Immer Berechnung ab Mahd, Schnitt oder Brandtermin! | |
| Altschilffläche | mehrjährige Altschilfbeständen mit überwiegend stehenden Halmen, noch vor der Bruchphase (= vor der Entwicklung des Bruchschilfs) |
| Jungschilffläche | junges aufkommendes Schilf ohne nennenswerte Altschilfbestände auf vorjährig gebrannten oder gemähten Flächen |
| Bruchschilffläche | Fläche, wo hauptsachlich Schilfmattenbildung aufgetreten ist |
| **Weitere Definitionen** | |
| Seewall | Aufgelandete streifenförmige Fläche mit bis zu 200m Breite (z.B. im Neudegg) am seeseitigen Schilfrand |
| | |
| seeseitiger Schilfrand | einige Meter breite Übergangszone zwischen Seewall und Freiwasserfläche |
| landseitiger Schilfrand | Übergangsbereich vom Schilfgürtelrand zum Seevorgelände |
| | |
| Seevorgelände | ehemalige Wiesenreste und bestehender Wiesen- und Brachengürtel am Rand des Seebeckens zwischen Schilfgürtel und landwirtschaftlich genutzten Flächen - am Ostufer zum Großteil beweidet |

## Literaturverzeichnis


*Alcaniz M, Outeiro L, Francos M, Ubeda X (2018): Effects of prescribed fires on soil properties: A review. Science of the Total Environment, 613–614, 994–957. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.144*

*Baur, P. et al. (2024) Consequences of intense drought on CO2 and CH4 fluxes of the reed ecosystem at Lake Neusiedl, Environmental Research, Volume 262, Part 2, 1 December 2024, 119907*

*Baur P (2025): Kontrolliertes Abbrennen als potenzielle Regenerationstechnik für Schilfbestände – eine Pilotstudie im Schilfgürtel des Neusiedler Sees, Vortrag 17.10.2025, Nationalpark-Forschungstag, Andau*

*Beckmann, G., & Krail, J. (2013). Harvesting technologies for reeds in Austria. In Int. Conf. on the Utilization of Emergent Wetland Plants: Reed as a Renewable Resource (Vol. 14, No. 16.02, p. 2013).*

*Berner R, Neumann M, Muller M, Hollaus M, Maier A, Zechmeister T, Glatzel S (2025): Prescribed burning as a potential regeneration technique for reed stands: a pilot study in the reed belt of Lake Neusiedl,
Austria. Wetlands Ecology and Management, 33, 52. https://doi.org/10.1007/s11273-025-10063-2*

*Dixon A, Robertson KM, Godwin DR (2019): An Introduction to Fire and Soil Carbon. Southern Fire Exchange, SFE Fact Sheet 2019-1, 4 p. https://southernfireexchange.org/wp-content/uploads/2019-1.pdf*

*Donovan VM, Scholtz R, Wonkka CL (2024): Fire refugia patch dynamics differ between prescribed fires and wildfires in longleaf pine savanna. Forest Ecology and Management, 569, 122179.
https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122179*

*Glaser, F., Ludwig, G., Nüsken, U., Sztatecsny, M. & Wöss, G. (2022): Amphibien-Teil. – In: Nemeth, E., Dvorak, M., Glaser, F., Kohler, B. & Schwienbacher, M. (2022): Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See. – Projektendbericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt. 4, Hauptreferat Naturschutz und Landschaftspflege: 115–219.*

*Godwin DR, Kobziar LN, Robertson KM (2017): Effects of fire frequency and soil temperature on soil CO2 efflux rates in old-field pine-grassland forests. Forests, 8, 274.
https://doi.org/10.3390/f8080274*

*Karstens S, Jurasinski G, Glatzel S, Buczko U (2016): Dynamics of surface elevation and microtopography in different zones of a coastal Phragmites wetland. Ecological Engineering, 94, 152–163.
https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.049*

*Krail, Jürgen; Rixrath, Doris; Kitzler, Hannes; Pfeifer, Christoph; Plank, Helmut; Ragossnig, Arne et al. (2013): ENEREED. Sustainable Energy Conversion from Reed. Fachhochschule Burgenland GmbH (NEUE ENERGIEN 2020, 821.882). Online verfügbar unter https://www.forschung-burgenland.at/fileadmin/user_upload/Dokumente/20131223_ENEREED_Endbericht_final.pdf , zuletzt geprüft am 11.03.2024.*

*Kreye JK, Kobziar LN, Zipperer WC (2013): Effects of fuel load and moisture content on fire behaviour and heating in masticated litter-dominated fuels. International Journal of Wildland Fire, 22, 440–445. https://doi.org/10.1071/WF12147*

*Link NT, McLaughlin DL, Bush N, Wurster FC (2024): Phragmites-fire feedbacks: the influence of fire and disturbance-altered hydrology on the abundance of Phragmites australis. Biological Invasions, 26, 135–150. https://doi.org/10.1007/s10530-023-03163-8*

*Mayor AG, Valdecantos A, Vellejo VR, Keizer JJ, Bloem J, Baeza J, Gonzalez-Pelayo O, Machado AI, de Ruiter PC (2016): Fire-induced woodland to shrubland transitions in Southern Europe may promote shifts in soil fertility. Science of the Total Environment, 573, 1232–1241. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.243*

*Muzylo A, Llorens P, Valente F, Keizer JJ, Domingo F, Gash JHC (2009): A review of rainfall interception modelling. Journal of Hydrology, 370, 191–206. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.058*

*Nemeth E, Dvorak M (2022): Reed die-back and conservation of small reed birds at Lake Neusiedl, Austria. Journal of Ornithology, 163, 683–693. https://doi.org/10.1007/s10336-022-01961-w*

*Nemeth, E., Dvorak, M., Glaser, F., Kohler, B. & Schwienbacher, M. (2022): Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See. – Projektendbericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt. 4, Hauptreferat Naturschutz und Landschaftspflege.*

*Papchenkov V, Čižkova H (2024): Variation in the Biomass of Phragmites australis Across Community Types in the Aquatic Habitats of the Middle Volga Valley. Diversity, 16, 644.https://doi.org/10.3390/d16100644*

*Pravics A (2021), Schilfgürtel und Schilfbewirtschaftung am Neusiedler See – Entwicklungsfaktoren in Zeiten des Klimawandels, Diplomarbeit Universität Wien*

*Rockström, J., Donges, J.F., Fetzer, I., Martin, M., Wang-Erlandsson, L. & Richardson, K. (2024): Planetary Boundaries guied humanity´s future on Earth, Nature Reviews Earth & Environment, Vol. 5, p773-788*

*Sieghardt H & Maier R (1986) Produktionsbiologische Untersuchungen an Phragmites-Beständen im geschlossenen Schilfgürtel des Neusiedler Sees, Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland 1986, Seite 189-221*

*Soja G, Kitzler R, Soja AM (2014), Emissions of greenhouse gases from Lake Neusiedl, a shallow steppe lake in Eastern Austria, Hydrobiologia (2014) 731:125–138*

*Soja AM, Kutics K, Maracek K, Molnar G, Soja G (2014): Changes in ice phenology characteristics of two Central European steppe lakes from 1926 to 2012 - influences of local weather and large scale oscillation patterns. Climatic Change, 126, 119–133. https://doi.org/10.1007/s10584-014-1199-8*

*Thompson DJ, Shay JM (1985): The effects of fire on Phragmites australis in the Delta Marsh, Manitoba. Canadian Journal of Botany, 63, 1864–1869. https://doi.org/10.1139/b85-261*

*Verbindungsstelle der Bundesländer beim Amt der NÖ Landesregierung; VSt-2670, E-Mail vom 22. Mai 2024, Mag. W. Hennlich.*

*Wei Dong et al. (2012) Study on the Carbon Storage and Fixation of Phramites autralis in Baiyangdian Demonstration Area, Procedia Environmental Sciences 13:324–330*

*Zupo T, Gorgone-Barbosa E, Ninno Rissi M, Daibes LF (2022): Experimental burns in an open savanna: Greater fuel loads result in hotter fires. Austral Ecology, 47, 1101–1112. https://doi.org/10.1111/aec.13202*

## Verzeichnis der Abbildungen und Tabellen

Abbildung 1: Ausgewählte Schilffläche südwestlich der Marina von Jois .....12
Abbildung 2: 32ha große Brandfläche mit unvollständigem Brandbild. .....15
Abbildung 3: Auswirkungen des Brandes auf das Schilf bzw. auf dessen Kohlenstoffspeicherung. Quelle: verändert nach R. Berner (2025).....17
Abbildung 4: Windrosen für die jeweiligen Winter in Illmitz 2025-2026 (links oben), Kittsee 2025-2026 (rechts oben), Illmitz 2024-2025 (links Mitte), Kittsee 2024-2025 (rechts Mitte), Illmitz 2023-2024 (links unten), Kittsee 2023-2025 (rechts unten). Es handelt sich um Messdaten der Luftgütemessstationen nach IG-L, jeweils 01.11. bis 28.02. bzw. 29.02. im Jahr 2024. Die Isolinien stellen Anteile in % dar. .....29
Abbildung 5: Messdaten der Immissionskonzentrationen von PM10 und PM2,5 – Tagesmittelwerte des letzten Winters an der Messstationen Illmitz und Kittsee .....30
Abbildung 6: Abschätzung der Aussagekraft der Teilprojekte für die jeweiligen Bereiche aus Sicht der Projektkoordinatoren (2025).....44

Tabelle 1: Anzahl der Tage mit einer Luftschadstoffkonzentration im Tagesmittelwert von <=15µg PM2,5 pro $m^3$ aufgeschlüsselt auf die an den jeweiligen Tagen vorherrschenden Hauptwindrichtungen. Die Messdaten stammen von den Luftgütemessstationen Kittsee und Illmitz. Betrachtet wurde jeweils der Winterzeitraum, von 1. Nov. bis 28. oder 29. Februar. .31

# ANHANG

## BERICHTE DER TEILPROJEKTE

Die Berichte samt Abbildungen und Tabellen wurden inhaltlich im Original belassen.

Im Unterschied zu den „Zusammenfassungen“ sind die Berichte der Teilprojekte somit nicht in puncto Größenangaben und Fachbegriffe aufeinander abgestimmt. Sie stehen daher für sich alleine.

Seitens des Layouts wurden Anpassungen vorgenommen.

Die zitierte Literatur befindet sich immer am Ende der einzelnen Berichte.

Diese Teilprojekte – mit Ausnahme der Studie seitens Umweltbundesamt - wurden im Rahmen des Landschaftspflegefonds seitens Land Burgenland zu 100% finanziert.

# AUSWIRKUNGEN DES PILOT-BRANDVERSUCHS „BRAMASCHI“ AUF DEN KOHLENSTOFFBESTAND DES SCHILFGÜRTELS IM NEUSIEDLER SEE

Effects of the pilot burning trial "BraMaSchi" on the carbon stock of the reed belt in Lake Neusiedl

Autoren: Raffael Berner, Andreas Maier

Kontakt:
Raffael Berner BSc
Universität Wien
raffael.berner@univie.ac.at

DI Andreas Maier
Universität Wien
andreas.maier@univie.ac.at

## Zusammenfassung

Das Ziel dieser Arbeit ist es, die Kohlenstoffpools der Pilot-Brandfläche des „BraMaSchi“-Projekts im Rahmen der Forschungsfrage „"Welche Auswirkungen hat ein Brandereignis auf den Kohlenstoffbestand des Schilfgürtels im Neusiedler See?"“ zu ermitteln und zu beschreiben. Hierfür wurden zwei Tage nach dem von der Feuerwehr begleiteten Brandversuch Streuschicht- und Bodenproben von den 11 vom Feuer betroffenen Standorten entnommen. Es wurden Feuchtmasse, Trockenmasse, und Wassergehalt der Proben bestimmt. Der Kohlenstoffanalyse gingen Zerkleinerung, Mahlung und Aussortierung der Rhizome voran. Die durchschnittliche Mächtigkeit der relevanten Streuschicht betrug nach dem Brand 11,6 cm. Die Trockenmasse nach dem Brand belief sich auf 15,54 t/ha während der zugehörige Kohlenstoffgehalt 51.3% betrug. Zuzüglich der durch den Brand verlorengegangenen stehenden Vegetation lässt sich hiermit eine Differenz mit den Vor-Brand Ergebnissen ermitteln.

## Abstract

The aim of this work is to determine and describe the carbon pools of the pilot fire area of the "BraMaSchi" project as part of the research question "What effects does a fire event have on the carbon stock of the reed belt in Lake Neusiedl?". For this purpose, litter layer and soil samples were taken from the 11 sites affected by the fire two days after the fire test. The fresh mass, dry mass and water content of the samples were determined. The carbon analysis was preceded by crushing, grinding and separation of the rhizomes. The mean thickness of the relevant litter layer after firing was 11.6 cm. The dry mass was 1554 kg/m², while the corresponding carbon content was 51.3%. In addition to the standing vegetation lost due to the fire, a difference with the pre-fire results can be determined.

## Einleitung / Forschungsfrage / Forschungsziel

Am 13. Jänner 2024 fand im Rahmen des Pilotprojekts Brandmanagement Schilfgürtel (BraMaSchi) in der Nähe von Jois ein von der Feuerwehr initiierter Schilfbrand statt. Ziel des Pilotprojektes ist es, ein möglichst vollständiges Bild von den ökologischen Auswirkungen eines Schilfbrandes zu bekommen.

Der Biomasse bzw. Kohlenstoffverlust durch Brand ist ein sehr wesentlicher Aspekt, woraus sich die Forschungsfrage "Welche Auswirkungen hat ein Brandereignis auf den Kohlenstoffbestand des Schilfgürtels im Neusiedler See?" ableitet.

Im Rahmen dieser Forschungsfrage haben wir die Post-Brand Bestimmung der betroffenen Kohlenstoffpools übernommen. Ziel ist es, durch Vergleich mit der von der Boku, Institut für Waldbau, durchgeführten Kohlenstoffinventur vor dem Brand, detaillierte Aussagen über den Biomasse- bzw. Kohlenstoffaustrag durch Brandmanagement treffen zu können.

## Ausgangssituation und Wissensstand

*Phragmites australis* (Schilfrohr/Schilf) stellt einen beträchtlichen Brennstoffvorrat in der Landschaft dar und erholt sich auch nach einem Brand rasch wieder (Thompson & Shay 1985). Brände, wie sie für von *Phragmites australis* dominierte Standorte wie dem Schilfgürtel beim Neusiedler See typisch sind (vgl. Kimura & Tsuyuzaki 2011, Nemeth et al. 2014), fördern auf diese Weise die Dominanz von Schilf gegenüber anderen schlechter angepassten Pflanzen in der Umgebung (vgl. Norris et al. 2002). Andere Untersuchungen konnten positive Auswirkungen von Brandmanagement von Schilf in anderen Feuchtgebieten bereits nachweisen (Link et al. 2023; Kimura & Tsuyuzaki 2011; Marks et al. 1994; Paramo Pérez et al. 2018). Es ist zu erwarten, dass nach dem Brand eine Schicht aus Asche und unvollständig verbrannter Biomasserückstände die oberste Bodenschicht bedeckt und vereinzelt Mineralisierung von Bodenbiomasse stattgefunden hat (vgl. Gonzalez-Perez et al. 2004).

Gemäß der Erhaltungsmaßnahme M 4.1 des Managementplans für den Neusiedler See kann kontrolliertes Brandmanagement eine geeignete Verjüngungsmaßnahme sein (Nemeth et al. 2014).

Unsere Untersuchungen sollen, in Verbindung mit den Vor-Brand-Untersuchungen der Universität für Bodenkultur, Institut für Waldbau, die Eignung eines Brandmanagements für den Schilfgürtel Neusiedler See in Hinblick auf bodenkundlich-relevante Parameter



*Abbildung 1: Übersichtskarte. Rot markierte Punkte wurden ein zweites Mal beprobt. Google Earth 2024.*

überprüfen. Eine Reduktion der mächtigen, ökologisch unvorteilhaften Altschilfmatte (Bruchschilf) sei wünschenswert (Nemeth et al. 2019), während die Freisetzung von Bodenkohlenstoff aus tieferen Schichten bestmöglich vermieden werden sollte (vgl. Bassio 2020).

## Methodik

### Probennahme/Feldmethodik

Die 20 Plots, die vor Brand beprobt wurden, waren mit Eisenstangen markiert. Da der Brand die geplante Fläche nicht vollständig erfasst hat, lagen nur 11 von den 20 Vor-Brand beprobten Plots innerhalb der tatsächlichen Brandfläche (Abbildung 1). Diese 11 Plots wurde vor der Beprobung fotodokumentiert.

Die Streuschichtprobe (A-Schicht) wurde auf einer Fläche von 25x25 cm bis zum bodenbildenden Sediment (Beginn der B-Schicht) entnommen. Die Unterscheidung der beiden Schichten wurde im Feld stets anhand von Struktur und Beschaffenheit des Materials getroffen (Abbildung 2).

Unterhalb der Streuschicht wurden im Anschluss die Proben der B-Schicht entnommen (ebenfalls 25x25 cm). Diese Bodenschicht war nach unten durch den Wasserspiegel begrenzt.




*Abbildung 2: Schema der beiden Schichten Streuschicht und Bodenschicht. Eigene Darstellung.*

### Probenverarbeitung

Die entnommenen Proben wurden in Glasgefäße überführt und im Trockenschrank bei 80 °C bis zur Massekonstanz getrocknet.

Die aus den Proben der B-Schicht (unterhalb der Streuschicht) entfernten Rhizome (>2mm Äquivalenzdurchmesser) wurden separat aufbewahrt.

Die Proben der beiden Schichten (A; B ohne Rhizome) wurden in weiterer Folge zerkleinert und mit Hilfe einer Schwingmühle (Retsch MM 400) pulverisiert und so für die CN-Analyse vorbereitet. Von jeder entnommenen Post-Brand-Probe wurden auf diese Weise ca. 2 ml repräsentatives Präparat hergestellt. Dieses wurde daraufhin in Eppendorff Safe-Lock-Tubes überführt im Anschluss mit einem LECO Truspec CN Analysegerät untersucht.

## Ergebnisse

| **Post Brand** | Dicke Streuschicht (cm) | Dicke Boden (cm) | Feucht-masse (g) **A** | Feucht-masse (g) **B** | Trocken-masse (g) **A** | Trocken-masse (g) **B** | Wasser-gehalt (%) **A** | Wasser-gehalt (%) **B** | Feucht-masse/m2 (g/m2) **A** | Feucht-masse/m2 (g/m2) **B** | Trocken-masse/m2 (g/m2) **A** | Trocken-masse/m2 (g/m2) **B** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2 | 18 | 17 | 463.0 | 1568.3 | 111.8 | 284.4 | 314.2 | 451.5 | 7408 | 25093 | 1789 | 4550 |
| 9 | 18 | 19 | 196.3 | 2023.2 | 81.1 | 501.8 | 142.2 | 303.2 | 3141 | 32371 | 1297 | 8028 |
| 12 | 9 | 21 | 229.3 | 2537.6 | 112.9 | 272.9 | 103.0 | 829.8 | 3668 | 40601 | 1807 | 4367 |
| 13 | 7 | 24 | 233.0 | 3276.0 | 94.0 | 538.5 | 147.9 | 508.3 | 3728 | 52415 | 1504 | 8616 |
| 14 | 20 | 17 | 438.0 | 3722.7 | 148.4 | 578.4 | 195.1 | 543.6 | 7008 | 59563 | 2375 | 9254 |
| 15 | 15 | 14 | 112.6 | 1877.2 | 66.7 | 233.1 | 68.8 | 705.4 | 1802 | 30035 | 1068 | 3729 |
| 16 | 6 | 14 | 171.4 | 1662.5 | 74.2 | 174.5 | 131.1 | 852.9 | 2743 | 26600 | 1187 | 2791 |
| 17 | 12 | 16 | 294.1 | 1346.6 | 148.7 | 202.9 | 97.8 | 563.7 | 4706 | 21546 | 2379 | 3247 |
| 18 | 6 | 14 | 143.9 | 1734.0 | 64.7 | 226.4 | 122.6 | 665.9 | 2303 | 27744 | 1035 | 3622 |

| | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 19 | 6 | 18 | 225.0 | 2063.8 | 103.9 | 263.3 | 116.5 | 684.0 | 3600 | 33021 | 1663 | 4212 |
| 20 | 11 | 12 | 113.6 | 1828.0 | 61.7 | 181.2 | 84.1 | 908.9 | 1818 | 29248 | 987 | 2899 |
| | | | | | | | | | | | | |
| **Mittelwert** | **11.64** | **16.91** | **238.2** | **2149** | **97.1** | **314.3** | **138.5** | **637.9** | **3811** | **34385** | **1554** | **5029** |
| Standard-abweichung | 5.35 | 3.51 | 118.4 | 740.8 | 31.4 | 149.8 | 67.6 | 184.9 | 1895 | 11852 | 501.7 | 2397 |

*Abbildung 3: Dicke der Schichten sowie Trocken- und Feuchtmasse der Proben.*

| Post Brand | Nitrogen % A | Carbon % A | C/N A | Nitrogen % B | Carbon % B | C/N B | Trockenmasse/ m2 (g/m2) A | Carbon % A | C Anteil g/m2 Trockenmasse | Trockenmasse/ m2 (g/m2) B | Carbon % B | C Anteil g/m2 Trockenmasse |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2 | 1.37 | 51.06 | 37.35 | 1.93 | 31.43 | 16.33 | 1789 | 51.06 | 913.3 | 4550 | 31.43 | 1429.9 |
| 9 | 1.20 | 51.54 | 43.06 | 1.18 | 20.26 | 17.14 | 1297 | 51.54 | 668.5 | 8028 | 20.26 | 1626.5 |
| 12 | 1.46 | 50.88 | 34.83 | 2.89 | 45.62 | 15.77 | 1807 | 50.88 | 919.3 | 4367 | 45.62 | 1992.0 |
| 13 | 1.11 | 52.32 | 47.14 | 3.30 | 49.38 | 14.97 | 1504 | 52.32 | 786.9 | 8616 | 49.38 | 4254.7 |
| 14 | 0.93 | 49.38 | 53.05 | 1.61 | 25.81 | 16.02 | 2375 | 49.38 | 1172.7 | 9254 | 25.81 | 2388.5 |
| 15 | 1.33 | 51.69 | 38.89 | 1.90 | 33.82 | 17.77 | 1068 | 51.69 | 552.0 | 3729 | 33.82 | 1261.3 |
| 16 | 1.64 | 50.66 | 30.91 | 3.00 | 44.20 | 14.73 | 1187 | 50.66 | 601.2 | 2791 | 44.2 | 1233.8 |
| 17 | 1.45 | 53.09 | 36.59 | 2.93 | 49.48 | 16.89 | 2379 | 53.09 | 1263.1 | 3247 | 49.48 | 1606.4 |
| 18 | 1.00 | 50.78 | 50.63 | 2.20 | 33.00 | 15.02 | 1035 | 50.78 | 525.4 | 3622 | 33 | 1195.3 |
| 19 | 1.07 | 51.22 | 48.09 | 2.44 | 40.76 | 16.73 | 1663 | 51.22 | 851.7 | 4212 | 40.76 | 1716.8 |
| 20 | 1.34 | 51.60 | 38.65 | 2.97 | 46.01 | 15.50 | 987 | 51.6 | 509.3 | 2899 | 46.01 | 1333.8 |
| | | | | | | | | | | | | |
| **Mittelwert** | **1.26** | **51.3** | **41.7** | **2.40** | **38.2** | **16.1** | **1554** | **51.3** | **796.7** | **5029** | **38.2** | **1822** |
| Standard-abweichung | 0.219 | 0.957 | 7.12 | 0.681 | 9.89 | 0.987 | 501.7 | 0.957 | 257.2 | 2397 | 9.89 | 883.7 |

*Abbildung 4: Kohlenstoff und Stickstoffgehalt der Proben sowie Kohlenstoff in g/m² der Trockenmasse.*

Schon während der Begehung und Probennahme war ersichtlich, dass nicht alle Beprobungsstellen vom Feuer betroffen waren. Lediglich an 11 der 20 markierten Stellen, war die stehende Vegetation weggebrannt. Diese sind auch die Standorte, an denen Post-Brand Erhebungen von uns durchgeführt wurden. In der Folge werden die Ergebnisse der Feldmethoden (Abbildung 2), der Laboranalysen (Abbildung 3) sowie der Kohlenstoffauswertung (Abbildung 4) behandelt (Mittelwerte; Standardabweichung in Klammern).

Die Dicke der Streuschicht (**A**) hat im Durchschnitt eine Mächtigkeit von 11.6 cm (± 5.35 cm) und die Dicke der beprobten Bodenschicht (**B**), welche unterhalb der Streuschicht bis zum Wasserspiegel entnommen wurde, ist im Mittel 16.9 cm (± 3.5 cm). Der Feuchtmasse der Streuschicht pro m² mit 3.811 kg (± 1.895 kg/m²) steht eine Trockenmasse von 1.554 kg/m² (±

0.502 kg/m²) gegenüber, während die Massen der Bodenschicht 34.385 kg/m² (± 11.852 kg/m²) feucht sowie 5.029 kg/m² (± 2.397 kg/m²) trocken betragen.

Der durchschnittliche Kohlenstoffgehalt (Abbildung 4) der Streuschicht (**A**) nach dem Brand beträgt 51.3% (± 0.957) der Trockenmasse. Dementsprechend befinden sich in dieser Schicht nach dem Brand noch ca. 0.8 kg Kohlenstoff pro m². In der Bodenschicht (**B**) wurden 38.2% (± 9.89) Kohlenstoff nachgewiesen.

## Diskussion

Die Streuschichtproben der A-Schicht (Knickschilfzone) bestehen aus locker und inhomogen gelagertem Material, auch räumliche Unterschiede, trotz der Nähe (< 30 cm) zwischen den Vor- und Post-Brand Beprobungspunkten sind prinzipiell aufgrund etwaiger nicht vorab erkennbarer Wurzelstöcke etc. möglich. Dies hat Auswirkungen auf die Schwankungsbreiten unserer Ergebnisse.

Es war bereits zum Zeitpunkt der Begehung erkennbar, dass die tieferen Bodenschichten vom Brand unbeeinflusst waren, da weite Teile der Streuschicht (entspricht der Bruchschilfschicht und Mull) – trotz weggebrannter stehender Vegetation – vom Feuer verschont geblieben waren. Es seien daher als Auswirkungen des Brandgeschehens, unter vergleichbaren Voraussetzungen, geringfügig veränderte Kohlenstoffgehalte Post-Brand in den jeweiligen A-Schichten zu erwarten und keineswegs Unterschiede zwischen den Ergebnissen der Vor-Brand- und Post-Brand-Proben der darunterliegenden Bodenschicht.

Anhand der veränderten Mächtigkeiten der Streuschicht kann der in die Atmosphäre entwichene Kohlenstoff abgeleitet werden.

Eine Abnahme der Mächtigkeit der Streuschicht um 5 cm (im Mittel) sind bei einem Wassergehalt (nach dem Brand) von 138.5% der Trockenmasse (1553.6 g/m² bei einer durchschnittlichen Horizontdicke von 11.64 cm) und vergleichbaren meteorologischen Bedingungen zu erwarten. Es ist davon auszugehen, dass der Wassergehalt in der Streuschicht ein wesentlicher Parameter ist, der die brandbedingte Abnahme dieser Schicht und somit den Kohlenstoffverlust durch Brandmanagement bestimmt.

Gemäß unseren Untersuchungen sind keine bedeutsamen Kohlenstoffverluste in der Bodenschicht zu erwarten, solange die darüberliegende Streuschicht durch den Brand nicht vollständig verloren geht.

## Referenzen


Bossio, D., Cook-Patton, S., Ellis, P.W. *et al.* (2020): The role of soil carbon in natural climate solutions. *Nat Sustain* **3**, 391–398 (2020). https://doi.org/10.1038/s41893-020-0491-z.

D'Antonio, C., Vitousek, P. (1992): Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. Annu Rev Ecol Syst 23:63–87

González-Pérez, José & González-Vila, F.J. & Almendros, Gonzalo & Knicker, Heike. (2004). The effect of fire on soil organic matter—a review. Environment international. 30. 855-70. 10.1016/j.envint.2004.02.003.

Kimura, H., Tsuyuzaki, S. (2011): Fire severity affects vegetation and seed bank in a wetland. Appl Veg Sci 14(3):350–357. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01126.x

Marks, M., Lapin, B., Randall, J. (1994): Phragmites Australis (P. Communis): threats, management, and monitoring. Natural Areas J 14(4):285–294

Nemeth, E., M. Dvorak, T. Knoll, B. Kohler, S. Mühlbacher, & F. Werba 2014. Managementplan für den Neusiedler See als Teil des Europaschutzgebiets Neusiedler See-Nordöstliches Leithagebirge. Wien.

Nemeth E., Dvorak M. (2019): Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See. Wien. Online unter: https://www.burgenland.at/fileadmin/user_upload/20210629_SchilfprojektNeusiedlerSeeLEBericht2019.pdf

Norris, L., Perry, J., Havens, K. (2002): A summary of methods for controlling Phragmites Australis. Wetlands Program Technical Report No. 02–2

Páramo Pérez, M., Lindig Cisneros, R., Moreno-Casasola, P. (2018): Invasion potential of Phragmites Australis in communities dominated by native species in the face of fire disturbances under controlled conditions. Hidrobiológica 28(2):201–207. https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/ hidro/2018v28n2/Lindig

Thompson, D., Shay, J. (1985): The effects of fire on Phragmites Australis in the Delta Marsh, Manitoba. Can J Bot. https://doi.org/10.1139/b85-261

# KOHLENSTOFF-MONITORING VON UNVERBRANNTEM SCHILF IN JOIS IM RAHMEN DES PILOTPROJEKTS “BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL” (BRAMASCHI)

Carbon monitoring of unburned reed in Jois as part of the pilot project “Fire Management Reed Belt” (BraMaSchi)

Autor:innen: Mathias Neumann, Nicolaus Erich, Markus Koller, Mariana Silva Andrade, Jonathan Pedersen, Mortimer Müller

Kontakt:
Ass. Prof. Dipl.-Ing. Dr. Mathias Neumann
Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur, Wien
01/47654/91328
mathias.neumann@boku.ac.at

## Zusammenfassung

Schilf ist ein wichtiges semi-aquatisches Ökosystem und der Schilfgürtel des Neusiedler Sees im Osten Österreichs ist das zweitgrößte Schilfgebiet Europas. Die Habitatqualität des Schilfgürtels des Neusiedler Sees entspricht nicht flächendeckend den Ansprüchen von Natur und Gesellschaft. Die Gründe dafür sind komplex und noch nicht vollständig untersucht. Eine mögliche Managementmaßnahme ist ein gezieltes Brandmanagement. Im Rahmen dieses Projektes wird die Auswirkung eines experimentellen Brandes auf die Kohlenstoffspeicherung im Schilf mittels Stichproben und Laboranalysen untersucht. Dafür wurden 20 Probeflächen angelegt und Merkmale des Bestandes (Anzahl Schilfhalme, Schichtdicken, Schilfhöhe) gemessen. Dabei wurden vier horizontale Schichten unterschieden, stehendes Schilf (S), Bruchschilf (A), Boden (B) und Rhizome (R). Im Labor wurden Trockenmasse, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Energiegehalt bestimmt.

A und B beinhalten mengenmäßig die größte Trockenmasse, Kohlenstoff und gespeicherte Energie. Es waren keine klaren Beziehungen zwischen den Schichten festzustellen. Es zeigt sich aber ein deutlicher Zusammenhang zwischen Anzahl der Schilfhalme, der Schilfhöhe und der Masse des stehenden Schilfes. Die Masse des Bruchschilf hatte einen weniger deutlichen Zusammenhang mit der Dicke der Bruchschilfschicht. Diese Zusammenhänge können für eine schnelle Abschätzung der Trockenmasse mittels Messungen dieser Bestandsmerkmale verwendet werden. Das Vorhandensein einer deutlichen sekundären Bodenschicht, teilweise mit Rhizomen durchwurzelt, war überraschend und gibt Hinweise auf stellenweise Verlandungstendenzen, mitten im Schilfgürtel. Die Kohlenstoffvorräte von 2,46tCha$^{-1}$ im stehenden Schilf und 8,99tCha$^{-1}$ im Bruchschilf erlauben Abschätzungen der Kohlenstofffreisetzung durch einen Schilfbrand. Abgesehen von der Größe der Brandfläche ist hier entscheidend, wie viel der vorhandenen Biomasse verbrennt. Anhand von Szenarien wurden die möglichen Kohlenstofffreisetzungen abgeschätzt. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass direkte Messungen des Schilfs und seiner Eigenschaften arbeitsintensiv sind, aber Einblicke in die Dynamik und Variabilität des Schilfgürtels geben und bei einer Fernerkundungs-gestützten Erfassung der Auswirkungen des Brandgeschehens helfen.

## Abstract

Reeds are important semi-aquatic ecosystems and the reed belt of Lake Neusiedl in eastern Austria is the second largest reed area in Europe. The habitat quality of the reed belt of Lake Neusiedl currently does not meet the requirements of nature and society. The reasons for this are complex and have not yet been fully investigated. One possible management measure is targeted fire management. In this project, the effect of an experimental fire on carbon storage in reed ecosystems is being investigated using field samples and laboratory analyses. For this purpose, 20 sample plots were established and characteristics of the stand (number of reed stems, layer thicknesses, reed height) were measured. Four horizontal layers were distinguished: standing reed (S), broken reed (A), soil (B) and rhizomes (R). Dry mass, carbon, nitrogen and energy content were determined in the laboratory. A and B had the greatest dry mass, carbon and stored energy in terms of quantity. There were no clear relationships between the layers. However, there was a clear correlation between the number of reeds, reed height and mass of standing reeds. The mass of broken reed had a less clear correlation with the thickness of the broken reed layer. These correlations can be used to quickly estimate the dry mass by measuring these stand characteristics. The presence of a clear secondary soil layer partially rooted with rhizomes was surprising and indicates sedimentation tendencies sometimes in the middle of the reed belt. The carbon stocks of 2.46tCha$^{-1}$ in the standing reed and 8.99tCha$^{-1}$ in the broken reed allow estimations of the carbon release by a reed fire. Apart from the size of the burnt area, the decisive factor here is, how much of the biomass is burned. The possible carbon release was estimated on the basis of scenarios. In summary, direct measurements of the reed and its properties are labour-intensive, but provide insights into the dynamics and spatial variation of the reed belt and can be combined with a remote sensing-based assessment of the fire effects.

## 1. Einleitung und Stand des Wissens

Im Rahmen des Pilotprojekts Brandmanagement Schilfgürtel (BraMaSchi) sollen Empfehlungen zum zukünftigen Management des Schilfgürtels des Neusiedlersees untersucht werden. Die aktuelle Schilfbestockung am Neusiedlersee ist in vielen Teilen älter als 15 Jahre (siehe Abb. 1) und auf großen Flächen findet sich eine homogene Altschilf-Schicht (Nemeth 2022). Diese fehlende Strukturdynamik bildet einen minderwertigen Lebensraum für viele der im Schilfgürtel natürlich vorkommenden Tierarten (Nemeth et al, 2022).

Dazu kommt, dass derzeit die Schilfernte am Neusiedler See gering ist und es ist nicht zu erwarten, dass sich die mechanische Entnahme von Schilf in näherer Zukunft wesentlich ändern wird. Gründe sind die Auswirkung der Klimaerwärmung sowie die fehlende Eisbedeckung im Winter und zu niedrige Wasserstände (Nemeth et al. 2022).

Nemeth et al. (2022) sehen als mögliche Methode, um die Akkumulation von altem Schilf zu reduzieren, ein kontrolliertes Abbrennen und das Wiedereinführen eines Brandmanagements. Aus diesen Gründen wurde nun im Rahmen des BraMaSchi Projekts vorgeschlagen, einen Versuch zu unternehmen, bei dem eine Verjüngung durch ein kontrolliertes Abbrennen ermöglicht werden soll. Dieses Abbrennen wurde letztendlich im Rahmen einer Brandschutzübung durchgeführt.

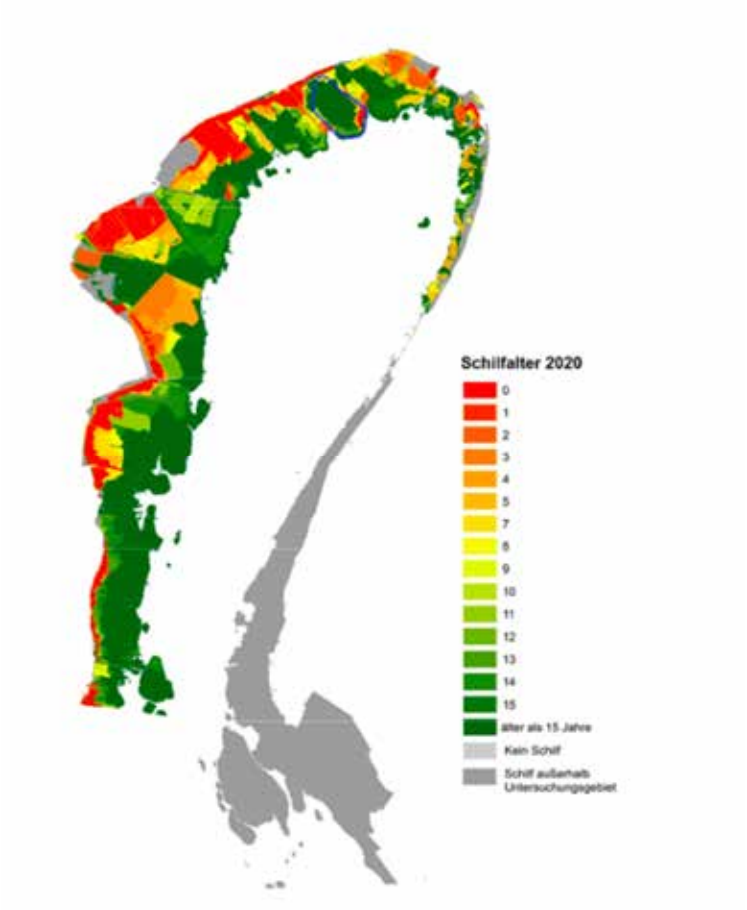



*Abbildung 1: Altersstruktur Schilfgürtel (Nemeth et al, 2022)*

### 1.1 Forschungsfrage

Um die Auswirkungen eines Schilfbrandes hinsichtlich des Kohlenstoffkreislaufes ermitteln zu können, müssen noch vor dem Brandereignis am unverbrannten Schilf Messungen durchgeführt und des darin enthaltenen Kohlenstoffes werden. Die freigesetzte Energie kann mittels des Energiegehaltes des Schilfes abgeschätzt werden.

Es gilt also herauszufinden, wie viel Kohlenstoff in Kilogramm pro $m^{-2}$ und Energie in MJ $m^{-2}$ im Schilfgürtel fixiert sind und bei einem Abbrennen potenziell freigesetzt werden können.

### 1.2 Forschungsziele

Das Monitoring des Biomasse- und Kohlenstoffkreislaufs beim Schilfbrand, erfolgt durch mengenmäßige Untersuchungen des stehenden Schilfs, Knickschilf und Bruchschilf/Schilfmatten/Mull mittels georeferenzierter Stichproben und Biomassesammlung (Zielgröße Kilogramm pro Quadratmeter). Die Stichproben ermöglichen eine Verschneidung mit Fernerkundungsdaten, mit Biomasse-Erhebungen nach dem Brand und damit eine räumliche Abschätzung des Kohlenstoffvorrats im unverbrannten Schilf.

Die geplanten Leistungen dienen der Begleitung und des Monitorings der Brandschutzübung im Rahmen der folgenden Themenpunkte des Arten- und Lebensraumschutzprogramms: "Überwachungsmaßnahme für Pflegemaßnahmen zum Schutz der Lebensräume gefährdeter Arten zu argumentieren", da die eingereichten Leistungen zur Überwachung und Beurteilung der Veränderungen bei Bruch-, Knickschilf- und stehendem Schilfhorizonts dienen, sowie als Beitrag zur Erstellung von Managementplänen im Natura-2000-Gebiet, da die Brandschutzübung als Grundlage für einen künftigen Brandmanagementplan im Natura-2000-Gebiet fungiert und die geplanten Analysen zur Erarbeitung von Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen, sowie der dafür erforderlichen organisatorischen Voraussetzungen und Instrumente dienen, weiters – soweit von Seiten des Landes Burgenland gewünscht – auch als Beitrag zur Information der Bevölkerung.

Erwartete Ergebnisse sind Kohlenstoffpools in Trockenmasse (gC $m^{-2}$) pro Stichprobenfläche, vor dem Brand und Energiegehalt (MJ $m^{-2}$), jeweils vor dem Brand.

## 2. Ausgangssituation und Wissensstand

Feuchtgebiete sind äußerst wertvolle Ökosysteme, die eng mit dem menschlichen Wohlergehen verbunden sind. Sie spielen eine unverzichtbare Rolle bei der Erhaltung der biologischen Vielfalt, der Reinigung von Wasser, der Stärkung der Widerstandsfähigkeit gegen Sturmfluten, der Kohlenstoffbindung, der Regulierung des Mikroklimas und vielem mehr (Buchsteiner et al., 2023). Schilf (*Phragmites australis*) ist eine der dominierenden Pflanzenarten der europäischen Land-Wasser-Ökotone (Van der Putten, 1997).

Schilf ist eine rasch wachsende Pflanze, die im Uferbereich vieler Feuchtgebiete vorkommt. Obwohl es als anpassungsfähig und tolerant gilt, sind die Bestände in den letzten Jahrzehnten europaweit rapide zurückgegangen (Nemeth et al., 2022).

Die Ursachen für den Rückgang von Schilfbeständen sind vielfältig. Dazu zählen künstlich stabilisierte Wasserstände, die Akkumulation von Pflanzenmaterial, mechanisch herbeigeführte Schäden, Parasiten, Beweidung und andere Faktoren (Nemeth et al., 2022).

Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees bietet einen Lebensraum für zahlreiche Tierarten, unter ihnen viele Vogelarten.

Ein Großteil der Schilfflächen am Neusiedler See ist älter als 15 Jahre und zeigt deutliche Anzeichen von Überalterung und Schilfsterben. Obwohl es Vogelarten gibt, die solche Altschilfbestände bevorzugen, ist auch bei diesen ein Rückgang zu beobachten (Nemeth et al, 2022). Diese Altschilfbestände, wie sie im Untersuchungsgebiet vorkommen, zeichnen sich durch einen hohen Anteil an Bruchschilf aus und liegen meist tiefer im Wasser (Nemeth et al, 2022). Nemeth et al, untersuchten den Zusammenhang zwischen den Vogelarten im Altschilf und dem Alter des Schilfs und stellten einen signifikanten Einfluss des Schilfalters auf die Abundanz der Vogelarten fest. Mit zunehmendem Alter des Schilfs und damit zunehmender Degradation nimmt die Abundanz der Vogelarten ab (Nemeth et al., 2022).

Eine der signifikantesten Variablen in der Analyse war Bruchschilf, dessen Einfluss auf vier von sieben Arten in den Modellen als signifikant negativ identifiziert wurde. Die Bruchschilfschicht nimmt mit dem Alter der Bestände zu. In Abbildung 1 ist ersichtlich, dass Altschilfbestände einen großen Teil der Fläche des Schilfgürtels ausmachen und damit unter Degradierung leiden (Nemeth et al. 2022). Nemeth et al. (2022) empfehlen, die Biomasseakkumulation durch Abbrennen oder Schilfernte zu stoppen, um den ökologischen Zustand der Schilfbestände zu verbessern.

Bisher ist jedoch wenig über die Auswirkungen des kontrollierten Abbrennens von Altschilfbeständen bekannt. Insbesondere über die Menge des freigesetzten Kohlenstoffs gibt es bisher nur wenige Daten. Buczko et al. (2022) schreiben, dass durchschnittlich 20 gC $m^{-2}$ pro Jahr in Binnenfeuchtgebieten gebunden werden (zum Vergleich: im Wald sind es durchschnittlich 5 gC $m^{-2}$ pro Jahr, Ouyand et al., 2014). Damit weisen Ökosysteme wie Schilfgürtel eine hohe potentielle Kohlenstofffixierungsrate und damit Kohlenstoffsenke auf.

## 3. Methodik

### 3.1 Stichprobenerhebung

Im Zuge der Feldarbeit im Jänner 2024 wurden 20 Stichprobenpunkte im Schilfgürtel des Gemeindegebiets von der Gemeinde Jois angelegt (Abbildung 2). Die Stichprobenpunkte wurden entlang von Transekten angelegt im Abstand von rund 50 m unter Berücksichtigung

der Begehbarkeit und so ausgewählt, dass im Umfeld von 1 Quadratmeter rund um den Probepunkt das Schilf möglichst homogen ist. Zur Wiederauffindbarkeit wurden GPS Daten der Punkte aufgenommen und die Punkte, wie in Abbildung 3 ersichtlich, zusätzlich mit Stahlstäben markiert, an denen gelb lackierte Metalldosen zur besseren Auffindbarkeit angebracht wurden.




*Abbildung 2: Übersichtskarte der Probeflächen (Maßstab 1:1250)*

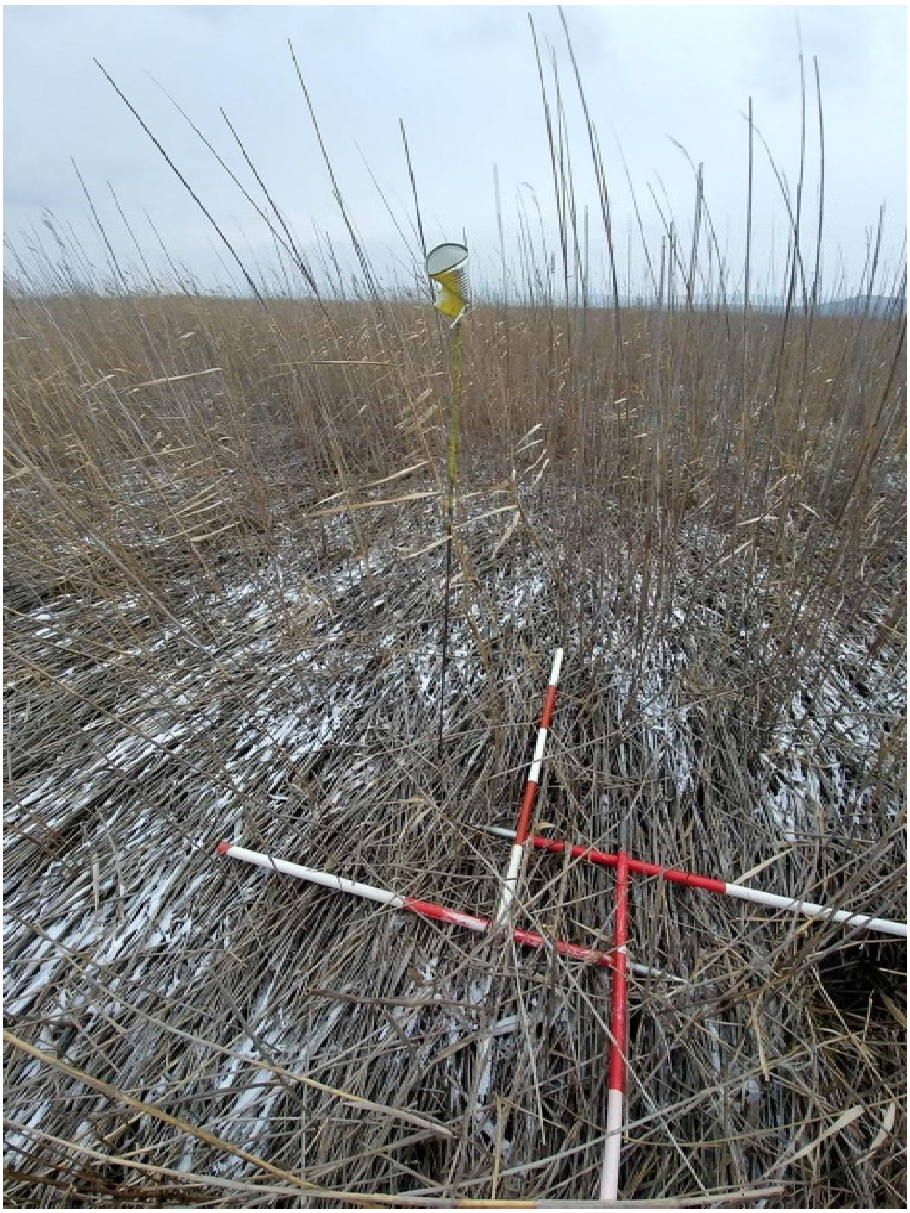


*Abbildung 3: Beispielfoto einer Probefläche (Probepunkt 1)*

Auf jeder Probefläche wurde zunächst in einem Abstand von ca. 20 cm zum Stahlstab ein Quadrat von 25 x 25 cm ausgelegt (Abb. 3). Innerhalb dieses Quadrats wurden dann die drei Horizonte „Stehendes Schilf“ (S), „Knickschicht“ (A) und „Bruchschilf/Schilfmatten/Mull/Boden“ (B) beprobt.

Stehendes Schilf (S):
Stehende Schilfhalme bilden die Schicht des aufrechten und bis 45° geneigten Schilfs (Abb. 4).

Bei der Messung des stehenden Schilfs wurden alle stehenden Schilfhalme oberhalb der horizontalen Bruchschilf/Knickschicht (A-Schicht) innerhalb des Quadrats gezählt und ihre mittlere Höhe gemessen. Diese wurden dann entlang der A-Schicht abgeschnitten und in einen markierten Sack (Punktnummer + S) gelegt.



*Abbildung 4: Beispielfoto, stehendes Schilf - S (Probepunkt 13)*

Knickschilf (A)

Als A-Schicht wird die Knickschilfschicht bezeichnet, die locker über der Bruchschilfschicht und mehr als 45° geneigt ist (Knickschilf, Abb. 5). Die A-Schicht wurde entlang der Kanten des Quadratkanten vertikal abgelotet, abgeschnitten und in einen weiteren markierten Sack gelegt. Die Dicke wurde mit einem Maßband gemessen und notiert.



*Abb. 5 Beispielfoto Knickschilf über einer Schicht Bruchschilf- A (Probepunkt 17)*

Bruchschilf/Schilfmatten/Mull (B)

Unterhalb der A-Schicht bis zur Wasseroberfläche befindet sich die Bruchschilf/Schilfmatten/Mull/Bodenschicht (B) (Abb. 6). Diese Bodenschicht besteht aus Schilfmatten und verrotteten, zerkleinerten, teilweise mit Wurzeln durchwachsenen ehemaligen A-Schichten. Die gemessene Bodenschicht wurde nach unten durch den Wasserspiegel beschränkt. Die Bodenschicht unterhalb des Wasserspiegels konnte aufgrund der kalten Witterung (Eisdecke) mit den vorhandenen Messgeräten nicht ermittelt werden. Innerhalb der Bodenschicht befinden sich auch die Rhizome (R) des Schilfs, diese wurden bei den anschließenden Messungen gesondert untersucht. Von der Bodenschicht wurde ebenfalls die Dicke gemessen, die Biomasse mit einem Spaten gesammelt und in einem markierten Sack gesammelt.

Nicht alle Stichprobenflächen hatten eine Bodenschicht. Einige befanden sich über freiem Wasserspiegel, sodass nur S- und A-Schicht vorhanden waren (Abb. 7). Die Wassertiefe wurde mittels einer Stange gemessen.



*Abbildung 6: Beispielfoto Bruchschilf/Schilfmatten/Mull/Boden – B, mit sichtbarem Wasserspiegel (Probepunkt 18)*



*Abbildung 7: Beispielfoto „Freier Wasserspiegel“ ohne Bodenschicht (Probepunkt 13)*

## 3.2 Laboranalysen

### 3.2.1 Massenermittlung:

Zunächst wurde die Feuchtmasse des S-, A- und B-Schicht mit einer hochgenauen Waage bestimmt (Sartorius Excellence +- 0.1 g). Die Schilfrhizome in der B-Schicht wurden aussortiert und separat gewogen.

Die Trockenmasse wurde anschließend durch Ofentrocknung ermittelt. Dazu wurden die Proben zunächst für 48 Stunden bei 80°C getrocknet, anschließend gewogen und dann weitere 24 Stunden bei 80°C getrocknet und nochmals gewogen, um sicherzustellen, dass Gewichtskonstanz erreicht wurde. Die Ergebnisse wurden auf g $m^{-2}$ umgerechnet.

Anschließend wurde ein repräsentativer Teil jeder Probe mit einer Kugelmühle zerkleinert und zur weiteren Analyse in einzelne beschriftete Behälter abgefüllt.

### 3.2.2 Energiegehalt:

Der Energiegehalt eines Stoffes ist eine Maßzahl dafür, wie viel potentielle Energie in einem Stoff gespeichert ist. Im hier beschriebenen Fall geht es um die Energie, die bei einer vollständigen Verbrennung freigesetzt wird, angegeben in Joule pro Gewichtseinheit.

Der Energiegehalt in J $g^{-1}$ wurde mit einem Bombenkalorimeter gemessen (n =20). Aus den A und S Proben wurden jeweils 10 Proben ausgewählt, jeweils die drei Proben mit der höchsten Trockenmasse, die drei mit der geringsten und vier aus der Mitte. Das Bombenkalorimeter (Abb. 8) misst den Energiegehalt in Joule pro Gramm, der bei vollständiger Verbrennung der Probe freigesetzt wird.



*Abbildung 8: Bombenkalorimeter (Fire Testing Technology Limited, 2024)*

### 3.2.3 C/N Analyse:

Eine Kohlenstoff/Stickstoff (C/N) Analyse für die Ermittlung von Kohlenstoffgehalt und Stickstoffgehalt in % der Masse wurde an sämtlichen Proben aller Schichten durchgeführt (n=70). Aus ihnen lassen sich der Kohlenstoffgehalt in g $m^{-2}$ errechnen. Die C/N Analysen wurden durchgeführt mit einem LECO Truspec CN.

## 3.3 Statistische Analysen

Sämtliche gemessene Daten wurden digital in Tabellen erfasst und als Berechnungsbasis für die Analyse verwendet. Die erhobenen Massenwerte wurden auf g $m^{-2}$ hochgerechnet und deren Mittelwerte und Standardabweichungen ermittelt.

Die Trockenmassen der vier Schichten S, A, B und R wurden in Boxplots dargestellt und mittels Varianzanalyse auf signifikante Unterschiede zwischen den Schichten bezüglich ihrer Trockenmasse getestet. Die Daten wurden zunächst mit dem Shapiro-Wilk-Test auf Normalverteilung getestet und mit dem Levene-Test auf Varianzhomogenität geprüft.

Da weder Normalverteilung noch Varianzhomogenität vorlagen, wurde der Kruskal-Wallis-Test zur Prüfung auf signifikante Unterschiede verwendet. Anschließend wurde ein paarweiser Wilcoxon-Test durchgeführt, um festzustellen, welche Schichten sich voneinander unterscheiden.

Es wurden lineare Regressionen durchgeführt, um den Zusammenhang zwischen den im Feld gemessenen Daten und den gewogenen Trockenmassen aufzuzeigen. Dies wurde für S (Anzahl Schilfhalme), A (Schichtdicke) und B (Schichtdicke) durchgeführt.

Für die Analysen des Energiewertes wurde zunächst mit dem Kruskal-Wallis-Test (da weder Normalverteilung noch Varianzhomogenität vorlag) geprüft, ob ein signifikanter Unterschied zwischen den Mittelwerten der Schichten bezüglich ihres Energiewertes besteht.

Der Kruskal-Wallis-Test wurde dann erneut angewandt, um die mit dem Mittelwert berechneten Energiewerte der Schichten auf signifikante Unterschiede zu testen.

Die Ergebnisse der C/N Analyse wurden in Tabellen übertragen und mittels MS Excel die Mittelwerte und Standardabweichungen der Parameter C in %, S in % und C/N errechnet. Der Kohlenstoffgehalt in g $m^{-2}$ wurde als Produkt aus Kohlenstoffgehalt und Trockenmasse der Schichten berechnet.

Alle Parameter der C/N-Analyse wurden wiederum auf signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten der Schichten getestet. Der Stickstoffanteil in %, der Kohlenstoffanteil in % und der Kohlenstoffgehalt in g $m^{-2}$ wurden mit dem Kruskal-Wallis-Test geprüft, da weder Varianzhomogenität noch Normalverteilung vorlagen. Ein paarweiser Wilcoxon-Test wurde durchgeführt, um festzustellen, welche Schichten sich voneinander unterscheiden.

Bei den C/N Verhältnissen lag Normalverteilung und Varianzhomogenität vor, daher wurden die Unterschiede anhand einer einfachen ANOVA getestet. Mittels Tukey-Tests wurde dann geprüft, welche Schichten sich signifikant voneinander unterscheiden.

Die Werte der Stickstoff- und Kohlenstoffanteile, sowie des C/N Verhältnis und des Kohlenstoffgehalts wurden anschließend, zur graphischen Überprüfung, noch als Boxplots dargestellt.

Mit Hilfe einer linearen Regression wurde getestet, wie sich der Energiegehalt von jeweils A und S zum Kohlenstoffgehalt verhält. Hier wurde nicht der Mittelwert des Energiegehalts der Schichten S und A verwendet, sondern die einzelnen Ergebnisse der Messungen.

Der Zusammenhang Kohlenstoff zu Energie wurden anschließend noch mit dem Tilman Modell untersucht [Energy (MJ $kg^{-1}$) = - 0.3059 + 0.4373 * carbon (%)] nach Neumann et al. (2020). Dieser Schritt wurde zur Vergleichbarkeit mit vorhandenen Daten aus der Literatur durchgeführt.

Hierzu wurde wiederum nicht der Mittelwert des Energiegehalts der Schichten S und A verwendet, sondern die einzelnen Ergebnisse der Messungen.

# 4. Ergebnisse

## 4.1 Ergebnisse Bestandesmerkmale und Trockenmasse

Tabelle 1 zeigt die Mittelwerte und Standardabweichungen der im Feld gemessenen Bestandsmerkmale. Dazu gehören die Mächtigkeit der Horizonte, die Schilfhöhe, die Wassertiefe sowie alle gewogenen Massen. In dem Appendix sind die Messwerte aller Flächen einzeln aufgeführt.

| Variable | Mittelwert | Standardabweichung |
|---|---|---|
| Höhe S (cm) | 154,80 | 51,96 |
| Schichtstärke A (cm) | 16.55 | 8,62 |
| Schichtstärke B (cm) | 13.50 | 9,69 |
| Wassertiefe bis Seegrund (cm) | 79.60 | 14,63 |
| Anzahl Schilfhalme (n $m^{-2}$) | 188 | 133 |
| | | |
| Trockenmasse S (g $m^{-2}$) | 482,20 | 339,18 |
| Trockenmasse A (g $m^{-2}$) | 1850,75 | 1131,52 |
| Trockenmasse B (g $m^{-2}$) | 5196,00 | 4266,62 |
| Trockenmasse R (g $m^{-2}$) | 412,30 | 357.,3 |

*Tabelle 1: Mittelwert und Standardabweichung ausgewählter Messgrößen*

Abbildung 9 zeigt Boxplots, die die Trockenmassen aller Schichten miteinander verglichen. Es zeigt sich, dass B im Mittel die größte Masse aufweist, aber eine sehr große Streuung, wie auch in Tabelle 1 ersichtlich ist. Diese Streuung kann dadurch erklärt werden, dass die untere Grenze von B bei der Probenahme immer als Wasseroberfläche angenommen wurde. Es ist davon auszugehen, dass B auch unter die Wasseroberfläche reicht.

Tabelle 2 zeigt die Ergebnisse der Varianzanalyse der Schichten. Der Kuskal-Wallis-Test zeigt, dass es signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten der Schichten gibt, wobei der P-Wert kleiner als 0.05 ist. Die Ergebnisse des paarweisen Wilcoxon-Tests zeigen, dass sich fast alle Mittelwerte der Schichten in Bezug auf die Trockenmasse signifikant voneinander unterscheiden, mit Ausnahme von S und R mit einem P-Wert von 0.377.

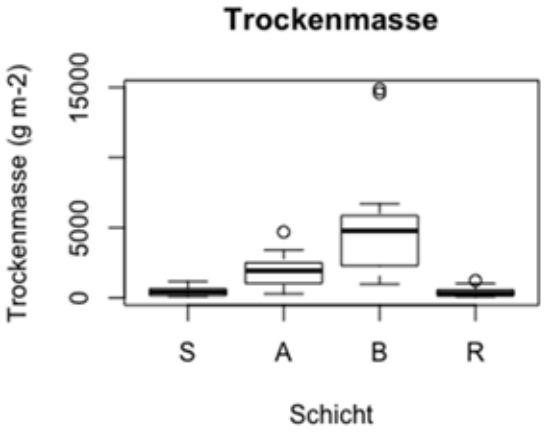



*Abbildung 9: Boxplot der Trockenmassen für jede Schicht*

| Kruskal-Wallis-Test | <0.001 | | | |
|---|---|---|---|---|
| paarweiser Wilcox-Test | S | A | B | R |
| S | 1 | <0.001 | <0.001 | **0.377** |
| A | <0.001 | 1 | 0.00124 | <0.001 |
| B | <0.001 | 0.00124 | 1 | <0.001 |
| R | **0.377** | <0.001 | <0.001 | 1 |

*Tabelle 2: P-Werte der Varianzanalyse Trockenmasse über Schichten*

Abbildung 10 zeigt ein lineares Regressionsmodell von der Anzahl der stehenden Schilfhalme zur Trockenmasse S. Es zeigt sich eine deutliche lineare positive Beziehung mit hohem Bestimmtheitsmaß ($R^2$ 0.758). Somit wird 76 % der Variation von Trockenmasse durch Anzahl stehender Schilfhalme erklärt. Mit zunehmender Anzahl der Schilfhalme pro Quadratmeter steigt die Trockenmasse S linear an. Dieser Zusammenhang kann als Modell für zukünftige Erhebungen genutzt werden.

Abbildung 11 zeigt den Zusammenhang zwischen der gemessenen Schichtdicke von A und seiner Trockenmasse. Der Zusammenhang ist ebenfalls linear, jedoch mit geringerem Bestimmtheitsmaß (0.221). Dies kann daran liegen, dass die A-Schicht unterschiedlich dicht gelagert sein kann (verdichtete Knickschilfschicht oderhalb der Bruchschilfschicht), was zu höheren Massen bei gleicher Schichtdicke führen kann. Außerdem weisen die Werte der Trockenmasse A eine größere Streuung auf.

Abbildung 12 zeigt eine lineare Regression der Schichtdicke B zu dessen Trockenmasse. Auch hier ist ein leichter Trend erkennbar, allerdings mit sehr geringem Bestimmtheitsmaß (0.007). Eine Ursache für diesen schwachen Zusammenhang könnten unterschiedliche Lagerungsdichten der B-Schicht sein, Vorhandensein von Rhizomen oder unklare Definition der Dicke der Bodenschicht.

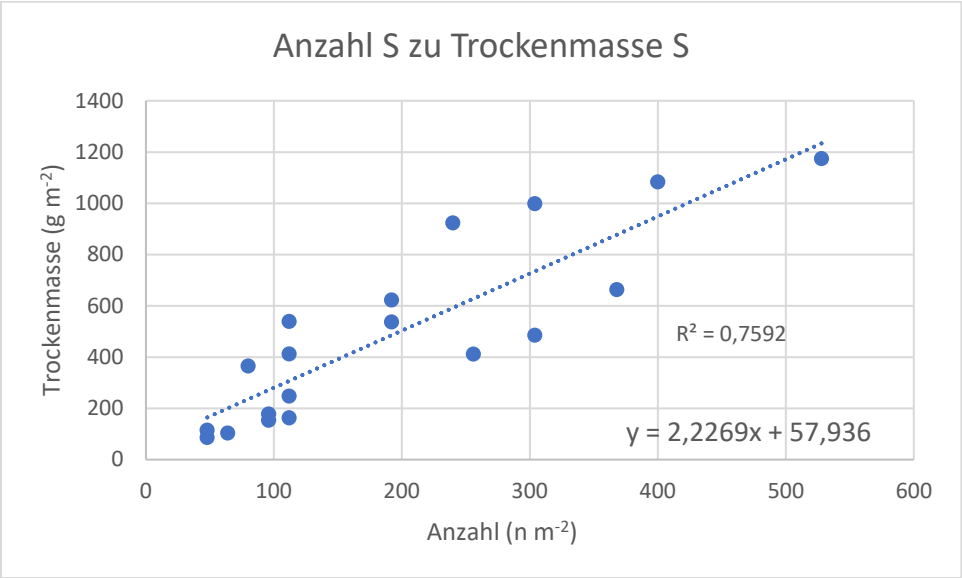



*Abbildung 10: Zusammenhang S stehend zu Trockenmasse*

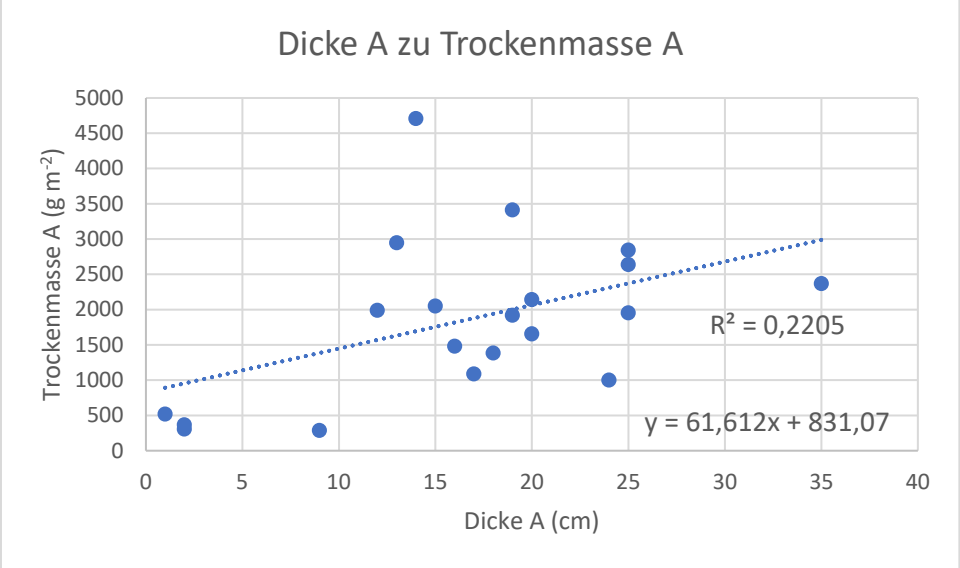



*Abbildung 11: Zusammenhang Dicke A zu Trockenmasse*

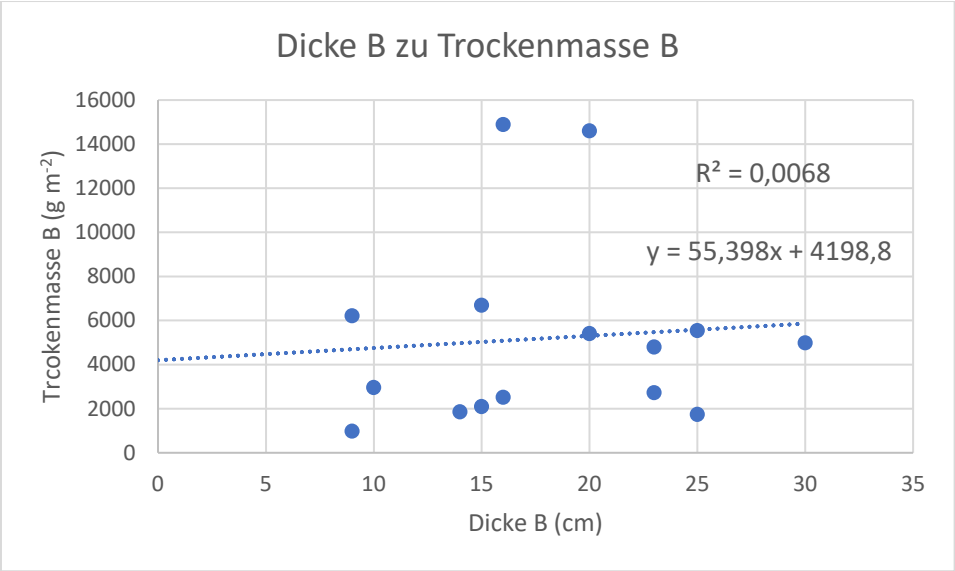



*Abbildung 12: Zusammenhang Dicke B zu Trockenmasse*

In Abbildung 13 ist ersichtlich, dass eine Abnahme der Trockenmasse von S mit einer Zunahme der Trockenmasse von A einhergeht. Der hier beschriebene Zusammenhang könnte durch eine Akkumulation der A-Schicht und eine daraus resultierende Degradierung des Standortes und damit erschwerte Wachstumsbedingungen für die S-Schicht entstehen. Allerdings ist auch hier das Bestimmtheitsmaß mit 0.152 gering.

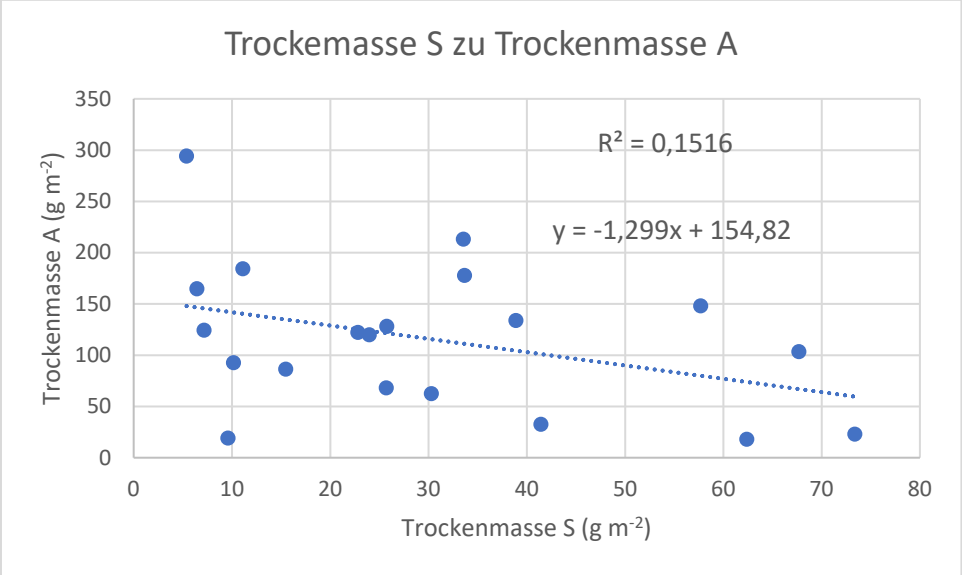



*Abbildung 13: Zusammenhang Trockenmasse S zu Trockenmasse A*

Abbildung 14 zeigt, dass der Zusammenhang zwischen den Verteilungen der Trockenmassen A und S nur mit einem sehr geringen Bestimmtheitsmaß gegeben ist.

Es ist eine leichte Tendenz zu erkennen, dass mit zunehmender Trockenmasse A auch die Trockenmasse B leicht zunimmt. Dies könnte wiederum auf die unsichere Ausdehnung der Schicht B unterhalb des Wasserspiegels zurückzuführen sein.

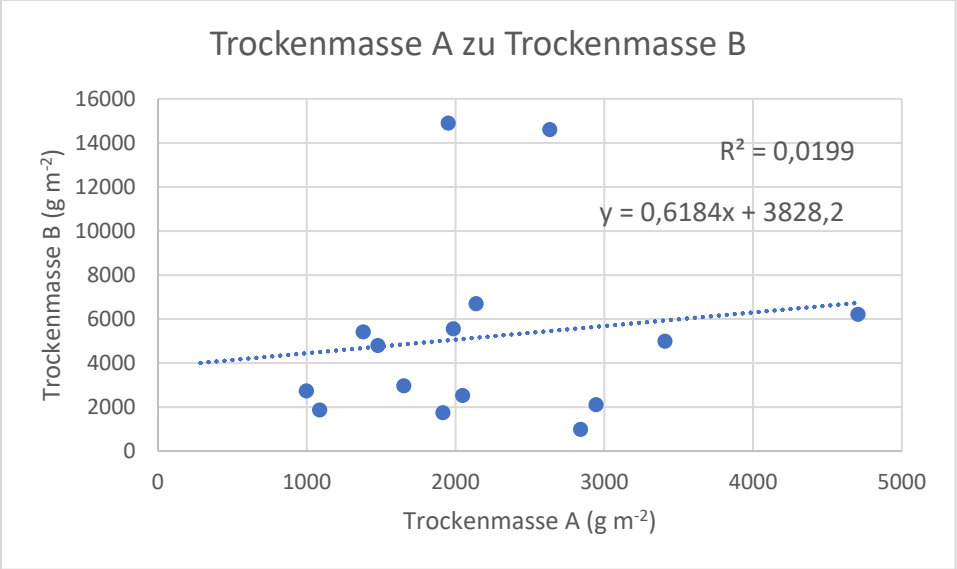



*Abbildung 14: Zusammenhang Trockenmasse A zu Trockenmasse B*

In Abbildung 15 wird sichtbar, dass es einen möglichen Zusammenhang zwischen der Schilfhöhe in Zentimeter und der Trockenmasse S gibt: Mit steigender mittlerer Schilfhöhe steigt die Trockenmasse S auch an. Allerdings ist das Bestimmtheitsmaß mit 0.372 gering.

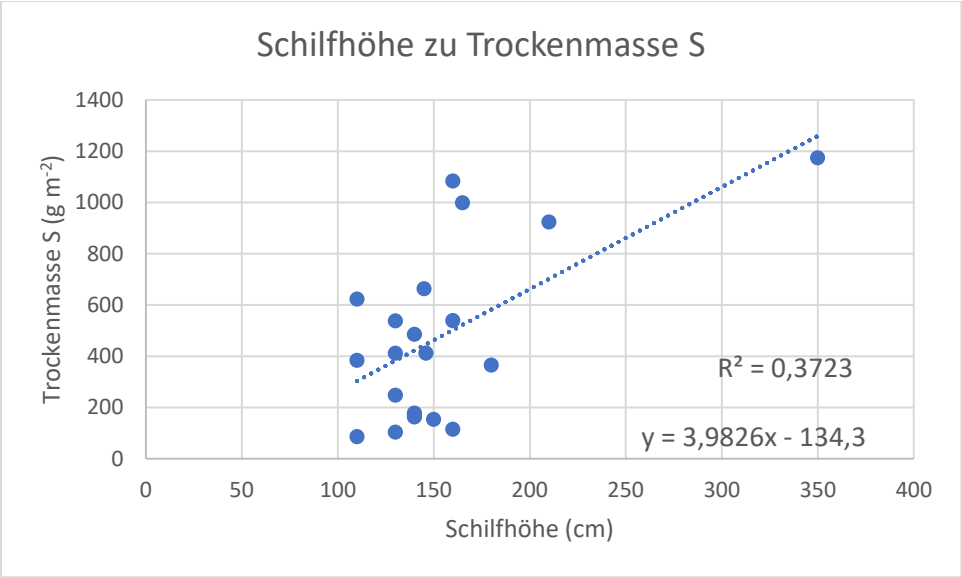



*Abbildung 15: Zusammenhang Schilfhöhe zu Trockenmasse S*

### 4.2 Ergebnisse Energiegehalt

Für die Ergebnisse der Proben wurde mithilfe einer Varianzanalyse getestet, ob die Werte der verschiedenen Schichten sich signifikant voneinander unterscheiden. Dazu wurden die Ergebnisse zunächst graphisch mithilfe eines Boxplot verglichen (Abb. 16).

Anschließend wurde mithilfe eines Kruskal-Wallis-Tests geprüft, ob ein signifikanter Unterschied zwischen den Mittelwerten der zwei Schichten bezüglich ihres Energiewertes besteht. Da ein P-Wert von über 0.05 berechnet wurde, kann darauf geschlossen werden, dass kein signifikanter Unterschied besteht (Tabelle 3).

Aus diesem Grund wurden die nachfolgenden Berechnungen zum Energiewert mit dem Mittelwert der beiden Schichten durchgeführt (Tabelle 4).

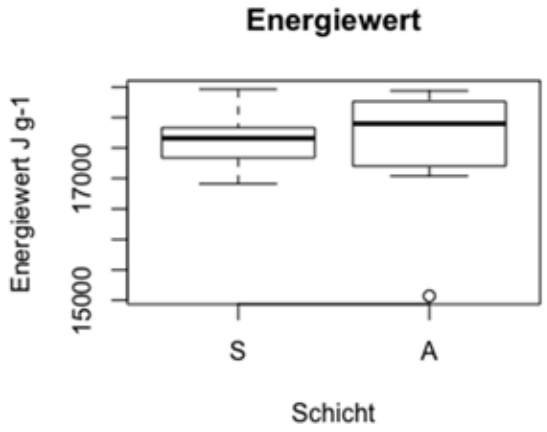



*Abbildung 16: Boxplot des Energiewert für die Schichten S und A*

| | P-Wert |
|---|---|
| Kruskal-Wallis-Test | 0.7055 |

*Tabelle 3: P-Wert des Kruskal Wallis Test zu den Energiewerte S und A*

| | Mittelwert | Standardabweichung |
|---|---|---|
| Energiegehalt S und A (J $g^{-1}$) | 17616 | 753.34 |

*Tabelle 4: Mittelwert und Standardabweichung des Energiewert von S und A*

Die mit dem Mittelwert von 17616 J $g^{-1}$ oder 17.6 kJ $g^{-1}$ berechneten Energiegehalte in MJ $m^{-2}$ sind in Abbildung 17 als Boxplot graphisch dargestellt. Dazu wurden die Energiewerte mit der Trockenmasse am Quadratmeter multipliziert und in MJ $m^{-2}$ umgerechnet. Zusätzlich wurde noch rechnerisch mit Hilfe des Kruskal-Wallis-Test (Tabelle 5) geprüft, ob die Werte der Schichten sich signifikant voneinander hinsichtlich des Energiewertes unterscheiden. Da der

errechnete P-Wert kleiner als 0.05 ist, kann man auf signifikante Differenzen der Mittelwerte zwischen den Schichten bezüglich des Energiewertes schließen.
Die Unterschiede in Streuung und Höhe der Energiewerte lassen sich über die höhere Masse der A-Schicht und dessen Streuung (Abbildung 17) erklären.

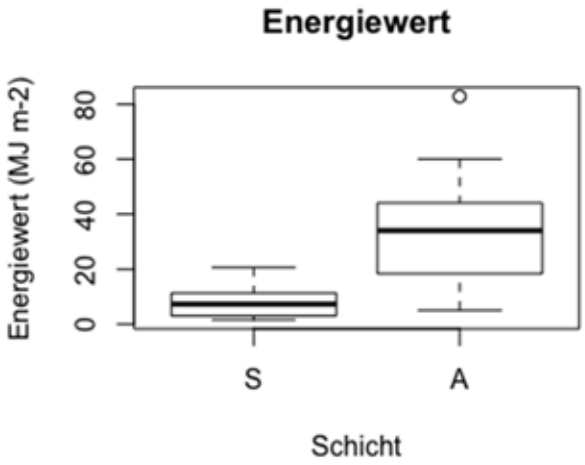



*Abbildung 17: Boxplot der Energiewerte in MJ m-2 für die Schichten S und A*

| | | P-Wert |
|---|---|---|
| | Kruskal-Wallis-Test | <0.001 |
| | Mittelwert | Standardabweichung |
| Energiegehalt S in MJ $m^{-2}$ | 8.4944 | 5.9750 |
| Energiegehalt A in MJ $m^{-2}$ | 32.6028 | 19.9329 |

*Tabelle 5: Mittelwert und Standardabweichung des Energiewerts in MJ m-2 für S und A*

### 4.3 Ergebnisse C/N Analyse

Im Zuge der C/N Analyse wurden Stickstoffgehalt in %, Kohlenstoffgehalt in % sowie das Verhältnis Kohlenstoff zu Stickstoff gemessen. In Tabelle 6 sind die Mittelwerte und Standardabweichungen dieser Ergebnisse ersichtlich. Tabelle 7 zeigt Mittelwert und Standardabweichung den Kohlenstoffgehalt, ausgedrückt in g $m^{-2}$, bezogen auf die Trockenmasse der Schichten.
Tabellen 7 bis 11 zeigen die Signifikanztests für alle angeführten Parameter der Schichten zueinander. Hinsichtlich des Stickstoffanteils in % unterschieden sich fast alle Schichten

bezüglich ihrer Mittelwerte voneinander. Nur A und R weisen keinen signifikanten Unterschied der Mittelwerte bezüglich des Stickstoffanteils, Kohlenstoffanteil und C/N Verhältnisses.
Anders sieht es aus bei den Ergebnissen der Signifikanztests zu den Werten der Kohlenstoffanteile in g $m^{-2}$. Hier unterscheiden sich nur S und R nicht signifikant voneinander. Dieser Zusammenhang lässt sich, zum Teil, über die Trockenmassen der S- und R-Schicht erklären. Obwohl der Unterschied der Mittelwerte von S und R bezüglich des Kohlenstoffs in % signifikant ist, ist er nicht sehr groß. Durch die Multiplikation mit der Trockenmasse entstehen dadurch Mittelwerte, die sich nicht mehr signifikant voneinander unterscheiden.

| | Mittelwert | Standardabweichung |
|---|---|---|
| Stickstoff S (%) | 0.593 | 0.237 |
| Stickstoff A (%) | 1.002 | 0.519 |
| Stickstoff B (%) | 1.515 | 0.555 |
| Stickstoff R (%) | 1.021 | 0.288 |
| | Mittelwert | Standardabweichung |
| Kohlenstoff S (%) | 51.091 | 1.605 |
| Kohlenstoff A (%) | 49.151 | 4.327 |
| Kohlenstoff B (%) | 37.153 | 11.051 |
| Kohlenstoff R (%) | 48.006 | 2.867 |
| | Mittelwert | Standardabweichung |
| C/N Verhältnis S | 94.483 | 23.688 |
| C/N Verhältnis A | 60.745 | 27.279 |
| C/N Verhältnis B | 27.807 | 15.240 |
| C/N Verhältnis R | 49.796 | 11.700 |

*Tabelle 6: Mittelwerte und Standardabweichung des Stickstoff- und Kohlenstoffgehalts in % sowie des C/N Verhältnis aller Schichten*

| | Mittelwert | Standardabweichung |
|---|---|---|
| C-Gehalt S (g $m^{-2}$) | 246 | 172 |
| C-Gehalt A (g $m^{-2}$) | 899 | 554 |
| C-Gehalt B (g $m^{-2}$) | 3430 | 3690 |
| C-Gehalt R (g $m^{-2}$) | 198 | 169 |

*Tabelle 7: Mittelwert und Standardabweichung des Kohlenstoffgehaltes, ausgedrückt in g m-2*

| Kruskal-Wallis-Test | <0.001 | | | |
|---|---|---|---|---|
| paarweiser Wilcoxon-Test | S | A | B | R |
| S | 1 | <0.001 | <0.001 | <0.001 |
| A | <0.001 | 1 | 0.00124 | **0.341** |
| B | <0.001 | 0.00123 | 1 | 0.0037 |
| R | <0.001 | **0.341** | 0.0037 | 1 |

*Tabelle 8: Signifikanztest für Stickstoff*

| Kruskal-Wallis-Test | <0.001 | | | |
|---|---|---|---|---|
| paarweise Wilcoxon-Test | S | A | B | R |
| S | 1 | 0.0425 | <0.001 | 0.00247 |
| A | 0.0425 | 1 | <0.001 | **0.162** |
| B | <0.001 | <0.001 | 1 | 0.00521 |
| R | 0.00247 | **0.162** | 0.00521 | 1 |

*Tabelle 9: Signifikanztest für Kohlenstoff*

| ANOVA | <0.001*** | | | |
|---|---|---|---|---|
| Tukey-Test | S | A | B | R |
| S | 1 | <0.001 | <0.001 | <0.001 |
| A | <0.001 | 1 | <0.001 | **0.4633325** |
| B | <0.001 | <0.001 | 1 | 0.0366 |
| R | <0.001 | **0.4633325** | 0.0366 | 1 |

*Tabelle 10: Signifikanztest für C/N Verhältnis*

| Kruskal-Wallis-Test | <0.001 | | | |
|---|---|---|---|---|
| paarweise Wilcoxon-Test | S | A | B | R |
| S | 1 | <0.001 | <0.001 | **0.270** |
| A | <0.001 | 1 | 0.0118 | <0.001 |
| B | <0.001 | 0.0118 | 1 | <0.001 |
| R | **0.270** | <0.001 | <0.001 | 1 |

*Tabelle 11 Signifikanztest für Kohlenstoffgehalt*

*Abbildung 18 zeigt die in Tabelle 6 und 7 angegebenen Werte in Boxplots dar.*

Für B ist eine starke Streuung hinsichtlich der Kohlenstoff- und Stickstoffanteile erkennbar, ebenso für A. Das kann ein Indiz sein für größere Inhomogenitäten innerhalb dieser Schichten über die Probeflächen.

Obwohl B den im Mittel geringsten Kohlenstoffanteil in % darstellt, ergibt sich der größte Massenanteil pro Quadratmeter. Dieser Zusammenhang kann einfach über die größere Masse von B erklärt werden.

Das C/N Verhältnis von B befindet sich im Mittel bei 27.81 und stellt damit den niedrigsten Mittelwert aller Schichten dar.

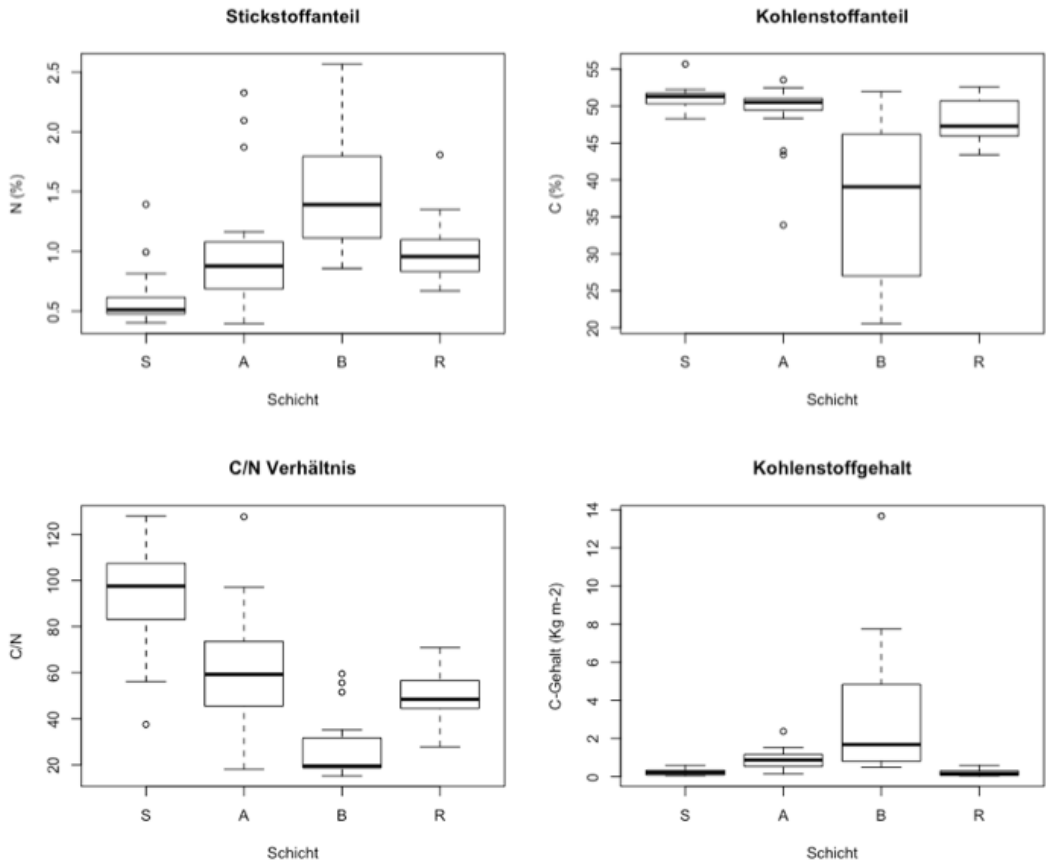



*Abbildung 18: Boxplots der Stickstoff- und Kohlenstoffanteile in % sowie C/N Verhältnis*

Abbildungen 19 und 20 zeigen den Zusammenhang zwischen Energiegehalt und Kohlenstoffanteil für die Schichten S und A.

Bei beiden Vergleichen ist ein schwacher linearer Trend erkennbar, wobei mit steigendem Energiegehalt der Kohlenstoffanteil abnimmt. Der Zusammenhang hat allerdings nur geringes Bestimmtheitsmaß (A: 0.162; S: 0.044).

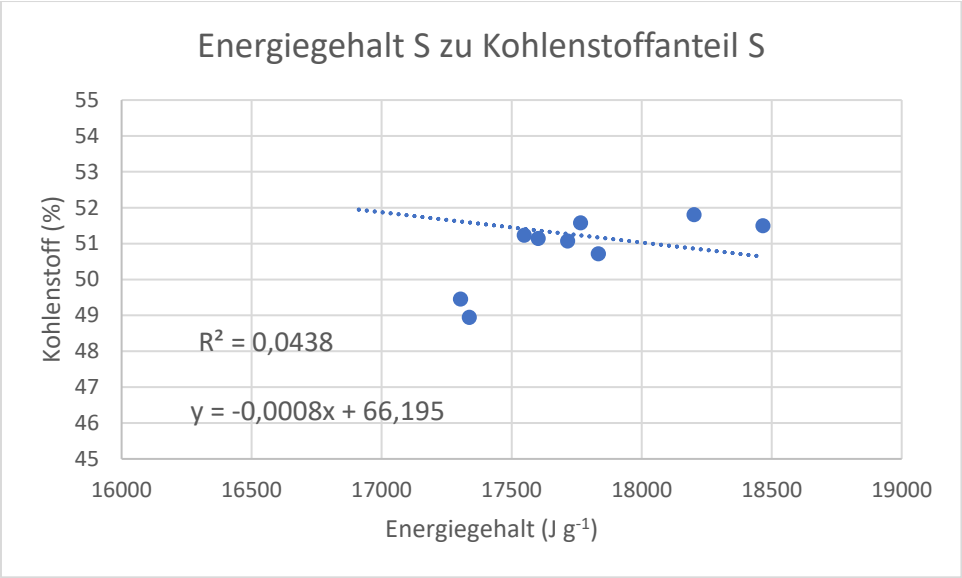



*Abbildung 19: Zusammenhang Energiegehalt S und Kohlenstoffanteil S*

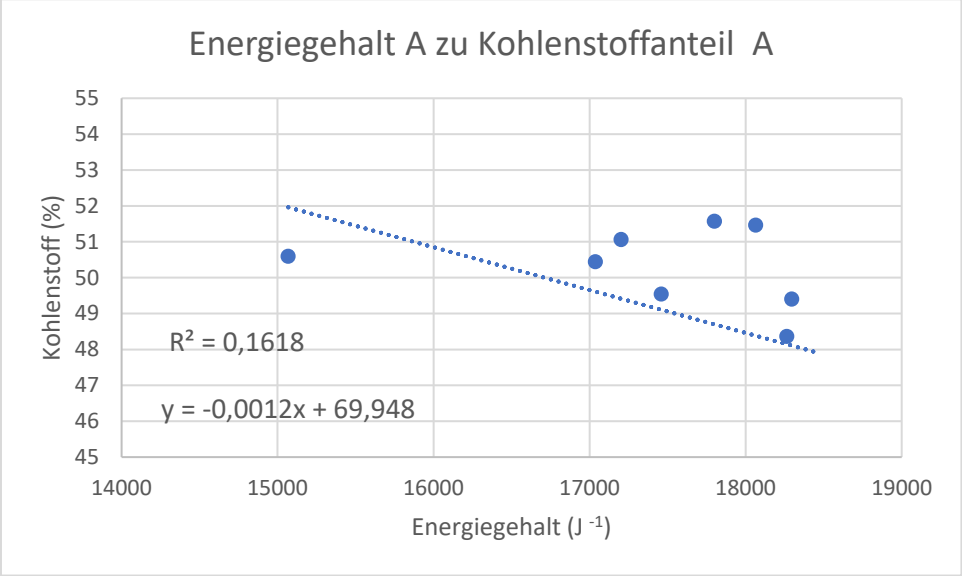



*Abbildung 20: Zusammenhang Energiegehalt A und Kohlenstoffanteil A*

In Tabelle 12 sind die Ergebnisse des Tilman Models für S und A aufgelistet. Im Mittel sind die Ergebnisse der Bombenkalorimeter Messungen für S um 4.46 MJ $kg^{-1}$ unter jenen der Tilman Linie. Diese Messwerte liegen bei der A-Schicht im Mittel um 3.55 MJ $kg^{-1}$ unter jene der Tilman Linie.

| | Tilman MJ $g^{-1}$ S | Gemessen MJ $kg^{-1}$ S | Differenz MJ $kg^{-1}$ | Tilman MJ $kg^{-1}$ A | Gemessen MJ $kg^{-1}$ A | Differenz MJ $kg^{-1}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Mittelwert | 22.04 | 17.67 | 4.46 | 21.19 | 17.56 | 3.55 |
| Standardabweichung | 0.70 | 0.45 | 0.98 | 1.89 | 0.99 | 1.92 |

*Tabelle 12: Ergebnisse des Tilman Models und Differenz zu gemessenen Werten*

# 5. Diskussion

## 5.1. Gemessene Bestandesmerkmale und Trockenmassen

Die Bodenschicht B weist mit 5196 g $m^{-2}$ im Mittel die größten Trockenmassen aller Schichten auf. Allerdings besitzt sie auch die größte Streuung um ihren Mittelwert. Die Amplitude dieser Streuung könnte darauf zurückzuführen sein, dass als Untergrenze von B stets die Wasseroberfläche angenommen wurde. Es ist davon auszugehen, dass die Bodenschicht B aber noch weiter unter die Wasseroberfläche reicht und ähnlich wie bei einem Eisberg nur ein Teil der tatsächlichen Masse erhoben werden konnte. Diese Dynamik ist an manchen Stellen möglicherweise stärker ausgeprägt als an anderen.

Das stehende Schilf (S-Schicht) und die Rhizome (R-Schicht) weisen hinsichtlich ihrer Trockenmasse im Mittel keinen signifikanten Unterschied auf. Dieser Zusammenhang könnte in Zukunft mit weiteren Stichproben weiter untersucht werden, ob Rhizommasse eventuell über Schilfmasse und Parameter wie Wassertiefe oder Wasserqualität abzuschätzen ist.

Es konnte eine deutliche lineare Beziehung zwischen der Anzahl stehender Schilfhalme und der Trockenmasse S festgestellt werden. Dieser Zusammenhang könnte in Zukunft für die Abschätzung der Trockenmasse S aus der Anzahl der Schilfhalme genutzt werden. Wenn man davon ausgeht, dass S bei Bränden vollständig verbrennt, bietet dieses Modell eine gute Datengrundlage.

Dieser Zusammenhang ist bei der Schichtdicke A und der Trockenmasse A schwächer ausgeprägt. Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass die A-Schicht (Bruchschilf/Knickschicht) an verschiedenen Stellen unterschiedlich dicht ist und daher bei gleicher Schichtdicke unterschiedlich hohe Massen aufweist. Die ebenfalls große Streuung der Trockenmasse A um ihren Mittelwert deutet auf eine Inhomogenität dieser Schicht hin. Zukünftige Aufnahmen sollten zwischen Knickschicht und Bruchschilf explizit unterscheiden.

Auch B zeigt nur einen schwachen Zusammenhang zwischen Schichtdicke und Trockenmasse auf. Dies könnte wiederum mit der Lagerungsdichte zusammenhängen.

Die Beziehung zwischen den Schichten A und B lässt sich nur mit einer sehr geringen Bestimmtheitsmaß erklären. Es scheint einen leichten Trend zu geben, dass mit zunehmender Trockenmasse der Schicht A auch die Trockenmasse der Schicht B leicht ansteigt. Dies könnte auf die ungewisse Ausdehnung von B unterhalb des Wasserspiegels zurückzuführen sein.

Es besteht, mit einem Bestimmtheitsmaß von 0.372, ein leichter Zusammenhang zwischen der Schilfhöhe in cm und der Trockenmasse der S-Schicht. Der Zusammenhang ist also nicht so deutlich wie es zu erwarten wäre. Eine Erklärung könnte sein, dass die S-Schicht hinsichtlich ihrer Trockenmasse über die Versuchsflächen variiert, aufgrund von physiologischen und standörtlichen Unterschieden der Pflanzenindividuen.

Die gemessene Masse an Brennmaterial im Schilfgürtel kann nun mit gemessenen Werten von Wäldern in Österreich aus Neumann et al. (2022) verglichen werden. Dafür werden die

Werte von S und A mit den Werten der Auflage „Litter“ und Totholz 0-6mm „Dead Woody 0-6 mm“ aus Neumann et al. (2022) in t $ha^{-1}$ verglichen (Tabelle 13). Diese Schichten lassen sich vermutlich am ehesten vergleichen. Neumann et al. (2022) stellen ihre Werte für drei verschieden Nadelwaldtypen dar. Die Werte im Schilfgürtel übersteigen jene der Vergleichswerte auf Neumann et al. (2022) in allen Schichten und Nadelwaldtypen. Selbst wenn man alle von Neumann et al. (2022) beschriebenen Streu- und Totholzschichten (zusätzlich: Dead woody 6-25mm, Dead woody 25-75mm, Dead woody >75mm) zusammenzählt, übertrifft der Wert der Brennstoffmenge im Schilfgürtel immer noch den der in Neumann et al. (2022) beschriebenen Werte.

| | **Streuschicht** | | **Totholz 0-6 mm Durchmesser** | |
|---|---|---|---|---|
| Waldtyp | Mittelwert | Standardabweichung | Mittelwert | Standardabweichung |
| *Picea abies* | 2.837 | 2.341 | 0.295 | 0.573 |
| *Pinus sylvestris* | 1.522 | 1.256 | 0.695 | 0.627 |
| *Pinus nigra* | 2.569 | 1.280 | 0.671 | 0.607 |
| | **Bruchschilf A** | | **Stehendes Schilf S** | |
| | Mittelwert | Standardabweichung | Mittelwert | Standardabweichung |
| *Phragmites australis* | 18.508 | 11.315 | 4.822 | 3.392 |

*Tabelle 13: Brennstoff Mengen in t ha-1. Oben aus Neumann et al. 2022; unten dieser Bericht (siehe Tabelle 1)*

### 5.2 Energiegehalt

Der Energiegehalt eines Stoffes ist ein Maß dafür, wieviel der in einem Stoff gespeicherten potentiellen Energie bei einer Reaktion freigesetzt wird. Im vorliegenden Fall handelt es sich um die bei vollständiger Verbrennung freigesetzte Energie, die in Joule pro Gewichtseinheit angegeben wird.

Es konnte kein signifikanter Unterschied zwischen dem mittleren Energiegehalt der S- und der A-Schicht nachgewiesen werden. Man kann davon ausgehen, dass die in S und A gebundene Energie in J $g^{-1}$ für beide Schichten gleich ist. Durch die größere Masse von A über die Probeflächen ist in A im Verhältnis zu S etwa der vierfache Energiegehalt gebunden.

### 5.3. C/N Analyse

Die A- und die R-Schicht unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Mittelwerte nicht signifikant voneinander hinsichtlich Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt und C/N Verhältnis.

Obwohl es einen signifikanten Unterschied zwischen den Kohlenstoffanteilen von S, A und R gibt, sind ihre Mittelwerte (S 51.091%, A 49.151%, R 48.006%) dennoch sehr nahe. Dass A sich dennoch signifikant unterscheidet, kann durch die große Standardabweichung erklärt werden.

S und R weisen hingegen keinen signifikanten Unterschied bezüglich ihres Kohlenstoffgehalts in g $m^{-2}$ auf. Dieser Zusammenhang kann teilweise durch die Trockenmassen der S- und R-Schichten erklärt werden. Der Unterschied zwischen den Mittelwerten von S und R in % Kohlenstoff ist zwar signifikant, aber nicht sehr groß. Durch Multiplikation mit der Trockenmasse ergeben sich Mittelwerte, die sich nicht mehr signifikant voneinander unterscheiden.

Obwohl B im Mittel den geringsten Kohlenstoffanteil in % aufweist, ergibt sich der größte Anteil in g $m^{-2}$. Dieses Verhältnis kann einfach durch die größere Masse von B erklärt werden.

Das C/N-Verhältnis von B beträgt im Mittel 27.81 und ist damit der niedrigste Mittelwert aller Schichten. Das C/N-Verhältnis der organischen Bodensubstanz beeinflusst die mikrobielle Aktivität, die mikrobielle Nutzung von anorganischem Stickstoff, die Freisetzung von Reststickstoff und insgesamt die Verfügbarkeit von Stickstoff für Pflanzen (Shuai, 2007). Der C/N Wert von B ist relativ hoch. Sollte das C/N Verhältnis des Bodens höher werden, könnte die Degradierung stärker werden, da ab einem C/N Verhältnis von 30 eine Netto-Immobilisierung stattfindet, die die Stickstoffversorgung der Pflanzen einschränkt (Shuai, 2007).

### 5.4. Kohlenstoff- und Energiefreisetzung bei Verbrennung

Anhand der oben genannten Ergebnisse lässt sich berechnen, in welchen Mengen Kohlenstoff bei der Verbrennung der Schilffläche, nach Schichten, potenziell freigesetzt wird.

In den folgenden Absätzen wird nun die Menge an freigesetztem Kohlenstoff für verschiedene Szenarien dargestellt.

- Szenario 1: Nur das stehendes Schilf S brennt ab.
- Szenario 2: Das stehende Schilf S und 10% des Knickschilfs A brennen ab.
- Szenario 3: Das stehende Schilf S und 50% des Knickschilfs A brennen ab.
- Szenario 4: Das stehende Schilf S und 100% des Knickschilfs A brennen ab.

Für jedes Szenario werden die Werte pro Hektar angegeben. In Tabelle 14 wird eine Beispielrechnung präsentiert, um den Hergang der Ergebnisse zu dokumentieren. In Tabelle 15 sind die absoluten Zahlen dargestellt.

| | kg C $m^{-2}$ | kg C $ha^{-1}$ (*10 000) | MJ $m^{-2}$ | MJ $ha^{-1}$ (*10 000) |
|---|---|---|---|---|
| S | 0.246 | 2460 | 8.4944352 | 84944 |

*Tabelle 14: Beispielrechnung anhand von Szenario 1*

| | kg C $ha^{-1}$ | MJ $ha^{-1}$ |
|---|---|---|
| Szenario 1 | 2460 | 84944 |
| Szenario 2 | 3359 | 117547 |
| Szenario 3 | 6955 | 247958 |
| Szenario 4 | 11450 | 410972 |

*Tabelle 15: Kohlenstofffreisetzung und Energiefreisetzung für alle Szenarien*

Der Zusammenhang zwischen Kohlenstoffanteil in % und Energiegehalt in J $g^{-1}$ zeigt, dass mit steigendem Energiegehalt der Kohlenstoffanteil leicht abnimmt. Allerdings ist hier, für S als auch für A, das Bestimmtheitsmaß sehr gering. Von einem signifikanten Zusammenhang kann hier also nicht ausgegangen werden. Ein Grund für diesen geringen Zusammenhang könnte sein, dass die Proben für die Energiegehaltmessungen und die C/N Analysen zwar von der gleichen Gesamtprobe stammen (z.B.: Fläche 1, Schicht B), aber in zwei Schritten gemahlen wurden. Zuerst wurde ein Teil der Probe für die Energiegehaltsmessung gemahlen und erst Tage später wurde ein weiterer Teil für die C/N Analysen gemahlen. Das kann dazu geführt haben, dass unterschiedliche Teile des Schilfes erfasst wurden.
Der Vergleich der gemessenen Energiewerte von S und A mit dem Tilman-Modell zeigt, dass für beide Schichten im Mittel niedrigere Energiegehalte gemessen wurden als mit dem Modell berechnet. Das bedeutet, dass Schilf weniger Energie pro Kohlenstoffanteil hat als andere Biomasse.

In Tabelle 16 sind Vergleichswerte zu Kohlenstoffanteil in % und Energiegehalt in MJ $kg^{-1}$ aus Neumann et al. (2020) aufgelistet und zwar für die Hauptbaumarten eines gemischten *Callitris-Eucalyptus* Bestand in Zentral-Ost Australien. In diesem Vergleich werden nur die potenziell abbrennenden Schichten, A und S, verglichen.
Für den Kohlenstoffanteil liegen die Werte für das Schilf im Mittel im Bereich der gemessenen Werte aus Neumann et al. (2020). Der Energiegehalt liegt im Mittel etwas niedriger als in den Vergleichswerten.

| | Kohlenstoffanteil (%) | | Energiegehalt (MJ $kg^{-1}$) | |
|---|---|---|---|---|
| Art | Mittelwert | Standardabweichung | Mittelwert | Standardabweichung |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| *Callitris glaucopylla* | 51.00 | 2.08 | 20.14 | 1.63 |
| *Callitris endlicherii* | 50.94 | 0.86 | 19.25 | 0.51 |
| *Eucalyptus crebra* | 50.62 | 1.11 | 18.31 | 0.59 |
| *Eucalyptus albens* | 48.22 | 0.84 | 17.88 | 0.50 |
| *Allocasuarina luehmannii* | 52.23 | 2.41 | 19.64 | 1.57 |
| **Mittel** | **50.60** | | **19.04** | |
| *Phragmites australis* Stehendes Schilf | 51.09 | 1.61 | 17.67 | 0.45 |
| *Phragmites australis* Knickschilf | 49.15 | 4.33 | 17.56 | 0.99 |
| **Mittel** | **50.12** | | **17.62** | |

*Tabelle 16: Kohlenstoffanteile in % und Energiegehalt in MJ kg-1. Oben: Vergleichswerte Neumann et al. (2020). Unten: Dieser Bericht*

## 6. Literaturverzeichnis


Buchsteiner, C., Baur, P. A., & Glatzel, S. (2023). Spatial Analysis of Intra-Annual Reed Ecosystem Dynamics at Lake Neusiedl Using RGB Drone Imagery and Deep Learning. *Remote Sensing*, *15*(16). https://doi.org/10.3390/RS15163961

Buczko, U., Jurasinski, G., Glatzel, S., & Karstens, S. (2022). Blue Carbon in Coastal Phragmites Wetlands Along the Southern Baltic Sea. *Estuaries and Coasts*, *45*(7), 2274–2282. https://doi.org/10.1007/S12237-022-01085-7/TABLES/1

Nemeth, E., Dvorak, M., Glaser, F., Kohler, B. & M. Schwienbacher (2022): Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See. Projektendbericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt. 4, Hauptreferat Naturschutz und Landschaftspflege, 251 pp.

Neumann, M., Eastaugh, C., & Adams, M. (2020). Managing mixed Callitris-Eucalyptus forests for carbon and energy in central-eastern Australia. *Biomass and Bioenergy*, *140*, 105656. https://doi.org/10.1016/J.BIOMBIOE.2020.105656

Neumann, M., Vilà-Vilardell, L., Müller, M. M., & Vacik, H. (2022). Fuel loads and fuel structure in Austrian coniferous forests. *International Journal of Wildland Fire*, *31*(7), 693–707. https://doi.org/10.1071/WF21161

Shuai, Y., & Glatzel, G. (2007). A comparison of selected soil properties under high and coppice forest in the Vienna Woods.

van der Putten, W. H. (1997). Die-back of Phragmites australis in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-back and Progression (1993–1994). *Aquatic Botany*, *59*(3–4), 263–275. https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00060-0

## 7. Appendix

| ID | GPS Koordinaten | |
|---|---|---|
| | X-Koordinate | Y-Koordinate |
| 1 | 16.794911 | 47.937265 |
| 2 | 16.794986 | 47.935713 |
| 3 | 16.79572 | 47.936876 |
| 4 | 16.796027 | 47.936337 |
| 5 | 16.796083 | 47.935572 |
| 6 | 16.795112 | 47.935031 |
| 7 | 16.795671 | 47.934796 |
| 8 | 16.796501 | 47.935078 |
| 9 | 16.796696 | 47.935633 |
| 10 | 16.797093 | 47.935818 |
| 11 | 16.796998 | 47.935274 |
| 12 | 16.797258 | 47.933987 |
| 13 | 16.796902 | 47.933555 |
| 14 | 16.797492 | 47.934505 |
| 15 | 16.798036 | 47.934097 |
| 16 | 16.79776 | 47.933536 |
| 17 | 16.797479 | 47.932642 |
| 18 | 16.79873 | 47.933786 |
| 19 | 16.798631 | 47.933408 |
| 20 | 16.798591 | 47.932485 |

| ID | Bestandesparameter | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Höhe stehendes Schilf S (cm) | Anzahl S m-2 | Dicke Bruchschilf A (cm) | Dicke Boden B (cm) | Wassertiefe (cm) | Kommentar |
| 1 | 180 | 80 | 25 | 16 | 80 | |
| 2 | 210 | 240 | 35 | 0 | 80 | freier Wasserspiegel (kein B) |
| 3 | 160 | 400 | 20 | 10 | 80 | |
| 4 | 110 | 192 | 20 | 15 | 80 | |
| 5 | 110 | 48 | 14 | 9 | 95 | |
| 6 | 160 | 112 | 25 | 9 | 78 | |
| 7 | 350 | 528 | 2 | 0 | 45 | freier Wasserspiegel (kein B) |
| 8 | 150 | 96 | 2 | 0 | 87 | freier Wasserspiegel (kein B) |
| 9 | 130 | 64 | 25 | 20 | 85 | |
| 10 | 140 | 96 | 13 | 15 | 85 | |
| 11 | 140 | 304 | 24 | 23 | 70 | |
| 12 | 160 | 48 | 12 | 25 | 85 | |
| 13 | 165 | 304 | 9 | 0 | 87 | freier Wasserspiegel (kein B) |
| 14 | 140 | 112 | 16 | 23 | 85 | |
| 15 | 130 | 256 | 17 | 14 | 40 | |
| 16 | 145 | 368 | 1 | 0 | 86 | freier Wasserspiegel (kein B) |
| 17 | 130 | 192 | 19 | 30 | 100 | |
| 18 | 146 | 112 | 15 | 16 | 68 | |
| 19 | 130 | 112 | 18 | 20 | 86 | |
| 20 | 110 | 112 | 19 | 25 | 90 | |

| ID | Trockenmasse g m-2 | | | |
|---|---|---|---|---|
| | S | A | B | R |
| 1 | 365.28 | 1951.36 | 14888 | 352.48 |
| 2 | 923.2 | 2366.4 | | |
| 3 | 1083.2 | 1653.84 | 2951.52 | 97.76 |
| 4 | 622.4 | 2139.2 | 6685.6 | 1028 |
| 5 | 86.08 | 4705.6 | 6207.36 | 221.6 |
| 6 | 538.88 | 2840.8 | 976.16 | |
| 7 | 1174.08 | 365.6 | | |
| 8 | 153.6 | 303.2 | | |
| 9 | 103.2 | 2635.2 | 14596.8 | 1231.2 |
| 10 | 177.92 | 2945.6 | 2094.4 | 154.08 |
| 11 | 484.8 | 997.92 | 2721.12 | 556.96 |
| 12 | 114.88 | 1986.4 | 5542.08 | 68.48 |
| 13 | 998.4 | 286.08 | | |
| 14 | 162.88 | 1479.68 | 4788.96 | 263.68 |
| 15 | 411.36 | 1087.2 | 1852.96 | 262.88 |
| 16 | 663.2 | 517.6 | | |
| 17 | 537.12 | 3408.64 | 4983.2 | 341.76 |
| 18 | 412.16 | 2048.48 | 2514.72 | 745.12 |
| 19 | 247.68 | 1380.48 | 5401.92 | 364 |
| 20 | 383.68 | 1915.68 | 1735.2 | 84.16 |

| ID | Kohlenstoffanteil % | | | |
|---|---|---|---|---|
| | S | A | B | R |
| 1 | 52.11 | 43.43 | 27.15 | 48.7 |
| 2 | 52.11 | 52.49 | | |
| 3 | 51.23 | 49.4 | 25.35 | 52.59 |
| 4 | 49.93 | 50.36 | 45.89 | 45.98 |
| 5 | 48.94 | 50.44 | 51.05 | 51.46 |
| 6 | 51.44 | 53.55 | 49.9 | |
| 7 | 49.45 | 49.54 | | |
| 8 | 48.28 | 51.57 | | |
| 9 | 55.69 | 33.88 | 51.97 | 47.05 |
| 10 | 48.61 | 50.59 | 39.05 | 44.47 |
| 11 | 51.57 | 50.66 | 46.54 | 51.28 |
| 12 | 51.8 | 51.06 | 41.57 | 45.03 |
| 13 | 51.14 | 51.46 | | |
| 14 | 51.38 | 49.68 | 37.81 | 43.44 |
| 15 | 51.07 | 50.97 | 20.58 | 46.54 |
| 16 | 50.91 | 50.56 | | |
| 17 | 51.7 | 43.97 | 27.03 | 50.7 |
| 18 | 50.71 | 50.48 | 43.11 | 50.25 |
| 19 | 52.25 | 50.57 | 23.34 | 47.34 |
| 20 | 51.49 | 48.36 | 26.96 | 47.25 |

| ID | Stickstoffgehalt % | | | |
|---|---|---|---|---|
| | S | A | B | R |
| 1 | 0.4072 | 1.12 | 1.39 | 0.9516 |
| 2 | 0.4072 | 0.6079 | | |
| 3 | 0.4702 | 2.096 | 1.501 | 1.098 |
| 4 | 0.5642 | 1.039 | 2.568 | 0.947 |
| 5 | 0.4794 | 0.8224 | 0.8574 | 0.7672 |
| 6 | 0.5114 | 0.9043 | 0.9681 | |
| 7 | 0.814 | 1.164 | | |
| 8 | 0.4993 | 0.5475 | | |
| 9 | 0.993 | 1.873 | 0.9346 | 0.8311 |
| 10 | 0.5121 | 0.6831 | 2.06 | 0.8111 |
| 11 | 0.5475 | 0.3968 | 1.325 | 0.866 |
| 12 | 0.6656 | 0.861 | 2.172 | 1.35 |
| 13 | 0.5193 | 0.8928 | | |
| 14 | 0.4774 | 0.9537 | 2.49 | 0.9757 |
| 15 | 0.4804 | 0.8239 | 1.072 | 0.962 |
| 16 | 0.4027 | 0.7133 | | |
| 17 | 0.4821 | 2.327 | 1.245 | 1.21 |
| 18 | 0.687 | 0.6908 | 1.534 | 1.809 |
| 19 | 1.392 | 1.017 | 1.151 | 0.6682 |
| 20 | 0.538 | 0.4978 | 1.462 | 1.05 |

| ID | Energiegehalt J g-1 | |
|---|---|---|
| | S | A |
| 1 | | 17998 |
| 2 | | |
| 3 | 17549 | 18296 |
| 4 | | |
| 5 | 17338 | 17037 |
| 6 | | |
| 7 | 17304 | 17460 |
| 8 | | 17801 |
| 9 | 16912 | |
| 10 | | 15069 |
| 11 | 17766 | |
| 12 | 18202 | 17203 |
| 13 | 17603 | 18065 |
| 14 | | |
| 15 | 17716 | |
| 16 | | |
| 17 | | 18440 |
| 18 | 17834 | |
| 19 | | |
| 20 | 18467 | 18264 |

# LIVE-MONITORING DES SCHILFBRANDS JOIS IM RAHMEN DES PILOTPROJEKTS BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL (BRAMASCHI)

Live monitoring of the Jois reed fire as part of the reed belt fire management pilot project (BraMaSchi)

Autor:innen: Mortimer M. MÜLLER*, Mariana Silva ANDRADE, Nicolaus ERICH, Markus KOLLER, Mathias NEUMANN, Jonathan PEDERSEN, Harald VACIK

Kontakt:

Dipl.-Ing. Dr.rer.nat. Mortimer M. Müller
Institut für Waldbau
Universität für Bodenkultur Wien
Peter-Jordan-Straße 82 / II
1190 Wien
mortimer.mueller@boku.ac.at

## Zusammenfassung

Im Rahmen des BraMaSchi-Projekts im Schilfgürtel des Neusiedler Sees wurden während und nach dem kontrollierten Brandversuch am 13.01.2024 als Live-Monitoring Messungen zur absoluten Brandtemperatur, der Brennstofffeuchtigkeit sowie dem Brandverhalten im Schilf durchgeführt. Auf Basis der gewonnenen Daten können in Zukunft i) die Intensität des Feuers in Abhängigkeit der Witterung besser abgeschätzt werden, ii) Brandmuster für zukünftige Aktivitäten des Brandmanagements besser verstanden werden (z. B. Brandschneisen, Auswirkungen von Wind).

Es konnte gezeigt werden, dass die Brandtemperatur punktuell bei hoher Brennstofflast bis zu 1000°C erreicht und dass die 10%-Regel bei der Ausbreitungsgeschwindigkeit im Vergleich zum Mittelwind im Schilf gut funktioniert. Die Feuchtemessungen haben eine starke Zunahme der Feuchtigkeit mit der Tiefe des Knickschilfs *(Anmerkung: Entspricht dem Übergangsbereich zum Bruchschilf/Schilfmatten)* gezeigt und eine rasche Abtrocknungseigenschaft des stehenden Schilfs. Für eine effektive Reduktion großer Knickschilfmengen ist es sinnvoll, beim Brandmanagement die Witterung, Schilffeuchte und Windgeschwindigkeit zu berücksichtigen.

## Abstract

As part of the “BraMaSchi”-project in the reed belt of Lake Neusiedl, measurements of the absolute fire temperature, fuel moisture and fire behavior in the reeds were carried out during and after the controlled fire test on January 13th 2024 as live monitoring. Based on the data obtained, it will be possible in the future i) to better estimate the intensity of the fire in relation to the weather, ii) to better understand fire patterns for future fire management activities (e.g. firebreaks, effects of wind).

It could be shown that the fire temperature reaches up to 1000°C at points with high fuel load and that the 10% rate-of-spread-rule works well compared to the mean wind in the reed. The moisture measurements have shown a strong increase in moisture with the depth of the broken reed and a rapid drying of the standing reed. For an effective reduction of large amounts of broken reed, it makes sense to consider the weather, reed moisture, and wind speed in fire management.

## Einleitung

Am Institut für Waldbau der Universität für Bodenkultur Wien werden seit 2008 das Auftreten und die Charakteristika von Waldbränden in Österreich untersucht. Die österreichische Waldbrand-Datenbank (https://fire.boku.ac.at) stellt die umfassendste Erhebung von Vegetationsbränden in Österreich sammelt. Sie stellt die Grundlage für alle weiterführenden

Arbeiten in der Waldbrandforschung dar (Müller, 2021). Im Rahmen unterschiedlicher Projekte wird u. a. die Entstehung und das Verhalten von Waldbränden untersucht, auch erste Brandversuche konnten inzwischen durchgeführt werden. *Prescribed burning*, das kontrollierte Verbrennen der Vegetation bei geringer Brandgefahr, wird in zahlreichen Ländern erfolgreich zur Erreichung unterschiedlicher Managementziele und zur Reduktion der Gefährdung bei hoher Brandgefahr eingesetzt (z. B. Scherer et al., 2016).

Im Rahmen von BraMaSchi wurden unterschiedliche wissenschaftliche Erhebungen durchgeführt, die verschiedene Forschungsgruppen bearbeitet haben. Das vorliegende Projekt beschäftigte sich dabei mit dem Live-Monitoring des Brandereignisses sowie der Erhebung von Daten zur Brennstoff-Feuchtigkeit.

Als Forschungsfragen und -ziele wurden definiert:

- Messung des Verlaufs der Flammenfront während des Brennens und Vergleich mit den Windverhältnissen zur Ermittlung einer groben Abschätzung für die Antizipation der Ausbreitung eines Schilfbrandes.
- Messung der Brandtemperatur der Flammenfront und Vergleich mit dem Brandverhalten sowie Ermittlung der Witterungsbedingungen, um die Intensität des Feuers besser zu verstehen.
- Erhebung der Schilffeuchte bei unterschiedlicher Witterung und in unterschiedlichen Kompartimenten des Schilfs, um günstige Bedingungen für die Durchführung von kontrollierten Bränden im Schilf zu ermitteln.
  *(Anmerkung: Es wird auf die gültigen Termini im Glossar verwiesen, diese kamen in dieser Arbeit nicht konsistent zum Einsatz, es erfolget daher eine Anmerkung in den jeweiligen Fällen.)*
- Abschätzung von einfachen Grundsätzen zur Anwendung von kontrollierten Bränden im Schilf als Managementmaßnahme im Bereich von stark überalterten Schilfbeständen mit einem hohen Anteil an Bruchschilf und gleichzeitig eine Geringhaltung möglicher Gefährdungen durch den Brand.

## Stand des Wissens

In Ländern mit einem erhöhten Aufkommen von Vegetationsbränden und einem aktiven Brandmanagement sind wissenschaftlich begleitete Messungen vor, während und nach einem Brandereignis die Regel. Je nach Schwerpunkten und Maßnahmen können Erhebungen zu Brennstoffmengen, der Meteorologie, der Feuchtigkeit des Brennmaterials, des Feuerverhaltens u. a. erfolgen. Die erhobenen Daten dienen beispielsweise der Verbesserung

des Feuerverständnisses, der Optimierung der Erreichung der gewünschten Brandmanagement-Ziele oder der Sicherheit der Einsatzkräfte.

In Österreich wurden derartige wissenschaftlich begleitete Messungen erstmals im Jahr 2023 im Rahmen des EMERGE-Projekts am Truppenübungsplatz in Allentsteig (Niederösterreich) sowie im Rahmen des IGNITE-Projekts beim Zentrum am Berg (ZAB) in Eisenerz (Steiermark) durch das Institut für Waldbau der BOKU Wien durchgeführt. Schwerpunkte lagen dabei auf der Bestimmung der Brennstoffmengen vor dem Brand sowie der Brandtemperatur und der Ausbreitung während des Brennens.

Der bisherige Fokus des Instituts für Waldbau lag aufgrund der durch den Waldfonds geförderten Projekte bei Bränden in Waldgebieten. Messungen im Schilf sind erst mit dem aktuell vorliegenden Projekt im Rahmen von BraMaSchi erfolgt. Erkenntnisse zu wissenschaftlichen Erhebungen bei Schilfbränden liegen aus anderen Ländern vor (bspw. Kimura and Tsuyuzaki, 2011, Wang et al., 2015).

## Methodik

Im Rahmen des Live-Monitorings wurden die Brandtemperatur, Feuchtigkeit des Brandgutes und das Feuerverhalten bestimmt. Dazu gibt es Expertise aus anderen Projekten seitens BOKU Waldbau (z. B. EMERGE-Projekt, https://short.boku.ac.at/affri-2.html100).

Vor dem Beginn des Brandversuchs wurden im Abstand von 10m insgesamt 19 Messtafeln zur Bestimmung der Ausbreitungsgeschwindigkeit der Feuerfront am Rand der geplanten Schilfbrandfläche installiert. Während des Brennens wurde die Zeit bis zum Erreichen der einzelnen Messpunkte dokumentiert und diese Messungen mit der mittleren Windgeschwindigkeit – gemessen in 2m Höhe mittels Kestrel 5500 FireWeather Pro – in Verbindung gesetzt, um die effektive Ausbreitungsgeschwindigkeit zu ermitteln.




*Abb. 1, Kestrel 5500 Fire Weather Messgerät am Rand der Brandstelle (Koller, 2024)*

Am Tag der Brandschutzübung bzw. während des Brennens wurde die absolute (höchste) Brandtemperatur über kalibrierte Infrarot-Thermometer (VOLTCRAFT IR 1201-50D, Empfindlichkeit bis 1200°C) bestimmt. Diese Geräte wurden bereits erfolgreich bei Brandversuchen am Truppenübungsplatz in Allentsteig sowie beim Großbrandversuch am ZAB in Eisenerz eingesetzt. An rund 20 Messpunkten der Feuerfront wurde während des Brandes die aktuelle Höchsttemperatur des brennenden Schilfs bestimmt und der Brandort samt Messung fotografisch dokumentiert. Dazu war die unmittelbare Nähe – weniger als 10m Entfernung – zur Flammenfront erforderlich. Dies wurde durch die Begehung der östlichen Zufahrtsstraße entlang des Kanals bzw. direkt über die Brandfläche ermöglicht. Eine der durchführenden Personen war ein Mitglied der Freiwilligen Feuerwehr Niederösterreich und des Sonderdienstes der Wald- und Flurbrandbekämpfung.




*Abb. 2, Messung der Brandtemperatur mittels Infrarot-Fernthermometer (Koller, 2024)*

Aufgrund des frühmorgendlichen Starts des Brandversuchs konnten nicht wie geplant auch vor, sondern nur während des Brandes einzelne Messungen des Feuchtegehalts des Schilfs mit einem mobilen Messgerät (Wiltronics Fine Fuel Moisture Meter ME2000) außerhalb des Brandgebietes durchgeführt werden. Der ME2000 gibt den Feuchte- bzw. Wassergehalt in Gewichtsprozent der Trockenmasse an, weshalb ein Wert über 100% möglich ist. Für die Generierung zusätzlicher lokaler meteorologischer Daten wurde ein mobiles Feuerwetter-Messgerät (Kestrel 5500 FireWeather Pro) während des Brennens in unmittelbarer Nähe zum Brandherd aufgestellt und die Daten gesichert.



*Abb. 3, Messung der Schilffeuchte mittels ME2000 Fuel Moisture Meter am Tag des Brandversuchs (Koller, 2024)*




*Abb. 4, Die Messungen zur Schilffeuchte wurden am Rand der Brandfläche nahe des Erhebungspunktes 001 durchgeführt (gelbes Quadrat) (Neumann/Müller, 2024)*

Zum besseren Verständnis des Feuchtegehalts des Schilfs und damit des Brandverhaltens und der Brandintensität wurden in den Wochen nach dem Brandversuch Messungen der Feuchtigkeit des Schilfs an zwei Tagen bei unterschiedlicher Witterung durchgeführt. Messinstrument war auch hier der australische ME2000 Fuel Moisture Meter. Methodisch wurde ein vertikales Feuchteprofil im Schilf erstellt mit folgender Vorgehensweise:

Messungen für Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)*

- an der Oberfläche (BS-0)
- in 5cm Tiefe (BS-5)
- in 10cm Tiefe (BS-10)
- in 20cm Tiefe (BS-20)

Als „Oberfläche“ des Knickschilfs *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* wurde die erste (oberste) überwiegend homogen liegende Schicht aus Schilfhalmen angenommen.

Messungen für stehendes Schilf *(Anmerkung: Entspricht Knickschilf)*

- auf Höhe Ansatz Knickschilf (SS-0) *(Anmerkung: Entspricht Übergang zum Bruchschilf/Schilfmatten)*
- in 10cm Höhe (SS-10)
- in 50cm Höhe (SS-50)

Diese Daten wurden an sieben repräsentativen Standorten erhoben (Abb. 4 und Abb. 10). In einigen Fällen waren aufgrund einer geringen Mächtigkeit des Knickschilfs *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* keine Feuchtemessungen in größerer Tiefe möglich (Erreichen der Schilfrhizome, von Faulschlamm und/oder Wasser). An beiden Erhebungstagen wurde der Kestrel 5500 FireWeather Pro vor Beginn der Messungen aufgestellt, um durchgehend und aktuell meteorologische Daten von den Untersuchungsflächen zu erhalten, womit ein Vergleich zwischen gemessenen Feuchtewerten und relativer Luftfeuchtigkeit möglich ist.

Geplant war außerdem die Erhebung der räumlichen Variation der Schilffeuchte auf 0,5m Höhe in einem 10x10m Quadrat (alle 2m eine Messung, voraussichtlich zwei Probeflächen). Dies konnte aus Zeitgründen nicht durchgeführt werden. Zudem ist aufgrund der erhobenen Daten eine große Abweichung zu den bestehenden Messwerten unwahrscheinlich.



*Abb. 5, Team zur Messung der Schilffeuchte nach dem Brand (Müller, 2024)*

## Ergebnisse

Die Messungen zur **Ausbreitungsgeschwindigkeit** während des Brandversuchs ergaben eine mittlere Ausbreitung von 0,5m/s bzw. 1,8 km/h der Feuerfront (Abb. 5). Auch wenn die Ausbreitung über kurze Zeiträume durch stärkere / schwächere Böen variierte, entsprach die mittlere Feuerausbreitung 10% der in 2m Höhe gemessenen mittleren Windgeschwindigkeit.

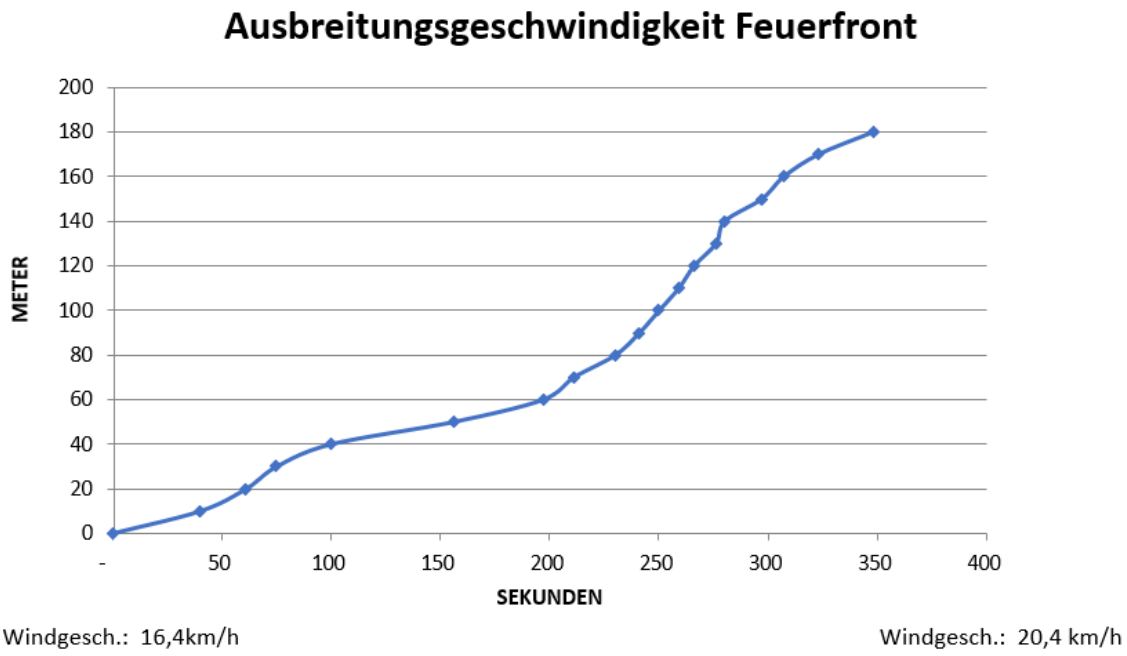



*Abb. 6, Ausbreitungsgeschwindigkeit der Feuerfront in Abhängigkeit von Zeit und zurückgelegter Strecke. Jeder Linienpunkt bezeichnet eine Entfernung von 10m. Die angegebenen Windgeschwindigkeiten sind Mittelwerte und wurden zu Beginn bzw. am Ende der Ausbreitungsmessung in 2m Höhe verzeichnet (Koller, 2024)*

Hinsichtlich der **Brandtemperatur** wurde als höchster Wert 1034°C gemessen (Abb. 7). Im Mittel betrug die Brandtemperatur etwas mehr als 700°C. Die Messergebnisse verteilten sich gleichmäßig über den Messzeitraum. Die höchsten Brandtemperaturen wurden bei einer Flammenhöhe von über 2m erreicht.

| Messung | Maxtemp (°C) | Kommentar | Zeitpunkt |
|---|---|---|---|
| 1 | 663 | Flammen >2m | 10:56 |
| 2 | 607 | Flammen 1m | 11:02 |
| 3 | 520 | Flammen <1m | 11:12 |
| 4 | 601 | Flammen <1m | 11:12 |
| 5 | 1009 | Flammen >2m | 11:25 |
| 6 | 933 | Flammen 2m | 11:25 |
| 7 | 780 | Flammen 1,5m | 11:28 |
| 8 | 862 | Glutnest | 11:31 |
| 9 | 848 | Angesammelter, geschnittener Schilfhaufen | 11:31 |
| 10 | 700 | Glutnest | 11:33 |
| 11 | 684 | Glutnest | 11:34 |
| 12 | 925 | Angesammelter, geschnittener Schilfhaufen | 11:35 |
| 13 | 889 | Flammen 1,5m | 11:42 |

| | | | |
|---|---|---|---|
| 14 | 448 | Glühendes Knickschilf | 11:49 |
| 15 | 628 | Glutnest | 11:51 |
| 16 | 770 | Flammen 1,5m | 11:55 |
| 17 | 1034 | Flammen >2m | 12:15 |
| 18 | 169 | Glühende Weide | 12:29 |
| **Mittelwert** | **726** | | |

*Abb. 7, Messungen der Brandtemperatur während des Schilfbrandversuchs*

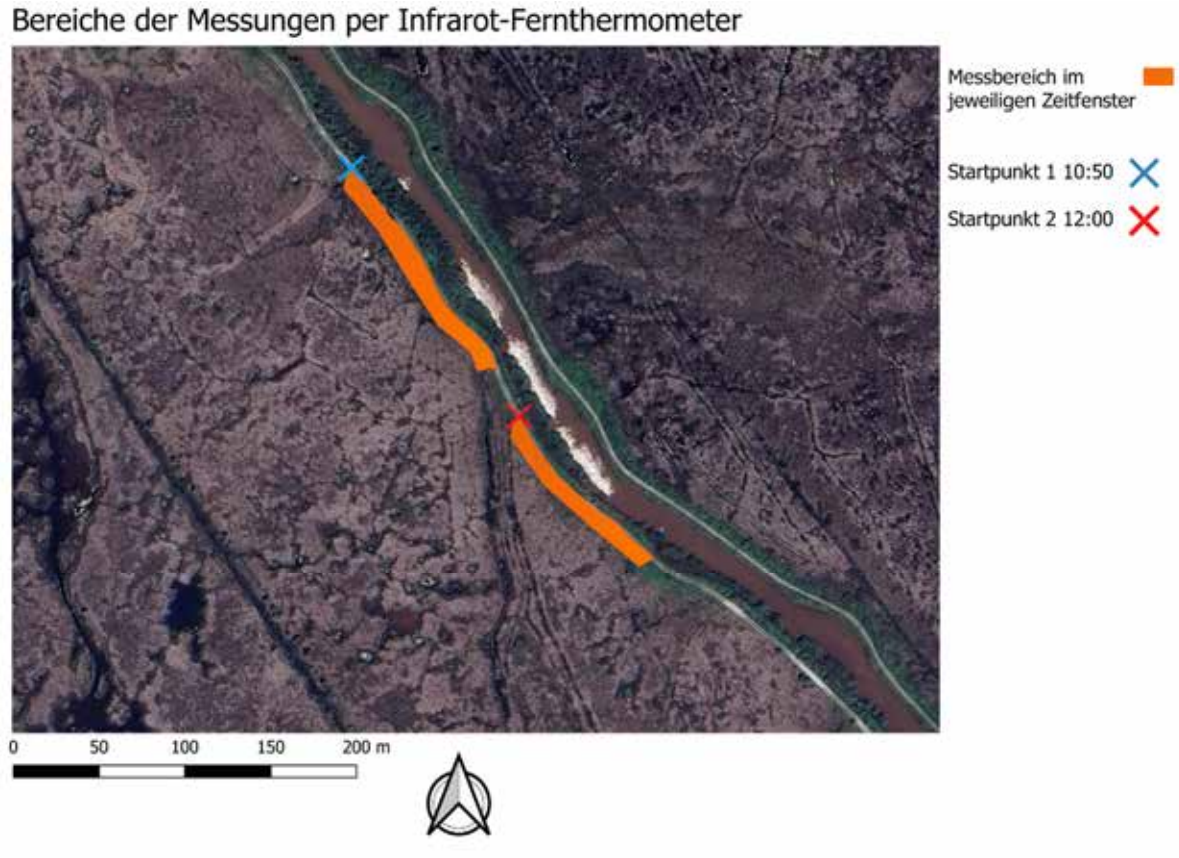



*Abb. 8, Messbereiche der Brandtemperatur mittels Infrarot-Fernthermometer*

Die Messungen zur **Schilffeuchte während des Brandversuchs** erfolgten zwischen 10:00 und 11:00 Uhr und ergaben Werte von 11% bis 62%, mit einem Mittelwert von 27%, wobei das gemessene stehende Schilf *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)* im Mittel einen rund 10% geringeren Wassergehalt aufwies als das Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* (Abb. 9). Bei der Probennahme des Knickschilfs *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* wurde der oberste Horizont beprobt. Im Untersuchungszeitraum hat die in 2m Höhe gemessene relative Luftfeuchtigkeit konstant um 67% betragen.

| Datum | Uhrzeit | Schilffeuchte [%] | Kommentar | RH 2m [%] |
|---|---|---|---|---|
| 13.01.2024 | 09:50 | 10,8 | stehendes Schilf *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)* | 67,1 |
| | 10:14 | 17,6 | Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* | 68,5 |
| | 10:17 | 13,5 | stehendes Schilf *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)* | 68,5 |
| | 10:25 | 12,5 | stehendes Schilf *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)* | 67,7 |
| | 10:27 | 23,4 | Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* | 67,7 |
| | 10:32 | 62,3 | Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* | 65,8 |
| | 10:36 | 27,1 | stehendes Schilf *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)* | 66,5 |
| | 10:39 | 24,6 | stehendes Schilf *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)* | 66,1 |
| | 10:42 | 30,4 | Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* | 66,1 |
| | 10:42 | 27,9 | Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* | 66,1 |

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 10:42 | 29,8 | Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* | 66,1 |
| | 10:49 | 38,1 | Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* | 65,6 |
| | 10:49 | 33,1 | Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* | 65,6 |
| | 10:49 | 33,8 | Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* | 65,6 |
| | 10:53 | 24,9 | stehendes Schilf *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)* | 66,1 |
| | 10:53 | 20,9 | stehendes Schilf *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)* | 66,1 |
| | 10:53 | 21,4 | stehendes Schilf*(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)* | 66,1 |
| **Mittelwert** | | **27** | | **67** |

*Abb. 9, Messungen der Schilffeuchte während des Brandversuchs*

An zwei ausgewählten Folgetagen nach dem Brandversuch fanden **Messungen der Schilffeuchte** wie im Methodik-Teil beschrieben statt (Abb. 10). Am 24.01 herrschten durch ein vorangegangenen Regenereignis feuchte Bedingungen vor, zudem war es relativ windschwach. Hier lag der Fokus auf Feuchtemessungen auf den unterschiedlichen Kompartimenten des Knickschilfs, das stehende Schilf wurde nicht beprobt. Am 29.01 war es durchwegs trocken und windiger. Mit steigenden Tagestemperaturen und sinkender relativer Luftfeuchtigkeit nahm die Feuchtigkeit des stehenden Schilfs deutlich und die des oberflächennahen Knickschilfs (BS-0) geringfügig ab. Die niedrigsten gemessenen Werte um 15% wurden am frühen Nachmittag im stehenden Schilf erreicht, die höchsten mit bis zu 90%

in den tieferen Schichten des Knickschilfs *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)*. Am 29.01 wurden an der Knickschilf-Oberfläche *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* tendenziell geringere Feuchtewerte festgestellt als am 24.01, was mit der Witterung zusammenhängen dürfte.

| Nr. | Fläche | Kompartiment | Uhrzeit | Mittlere Feuchte [%] | Aufnahmedatum |
|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 1 | BS-0 | 10:24 | 31,23 | 24.01.2024 |
| 2 | 1 | BS-5 | 10:39 | 43,30 | 24.01.2024 |
| 3 | 1 | BS-10 | 10:55 | 94,77 | 24.01.2024 |
| 4 | 1 | BS-20 | 11:10 | 76,77 | 24.01.2024 |
| 5 | 2 | BS-0 | 12:58 | 31,53 | 24.01.2024 |
| 6 | 2 | BS-5 | 12:47 | 33,67 | 24.01.2024 |
| 7 | 2 | BS-10 | 12:34 | 45,53 | 24.01.2024 |
| 8 | 2 | BS-20 | 12:23 | 69,80 | 24.01.2024 |
| 9 | 3 | BS-0 | 13:12 | 35,70 | 24.01.2024 |
| 10 | 3 | BS-5 | 13:24 | 48,83 | 24.01.2024 |
| 11 | 3 | BS-10 | 13:33 | 40,83 | 24.01.2024 |
| 12 | 3 | BS-20 | 13:49 | 74,83 | 24.01.2024 |
| 13 | 4 | BS-0 | 09:32 | 28,20 | 29.01.2024 |
| 14 | 4 | BS-5 | 09:43 | 43,50 | 29.01.2024 |
| 15 | 4 | BS-10 | 09:55 | 48,57 | 29.01.2024 |
| 16 | 4 | SS-0 | 10:12 | 33,17 | 29.01.2024 |
| 17 | 4 | SS-10 | 10:26 | 23,97 | 29.01.2024 |
| 18 | 4 | SS-50 | 10:38 | 18,63 | 29.01.2024 |
| 19 | 5 | BS-0 | 10:48 | 24,27 | 29.01.2024 |
| 20 | 5 | BS-5 | 11:00 | 27,67 | 29.01.2024 |
| 21 | 5 | BS-10 | 11:08 | 47,43 | 29.01.2024 |
| 22 | 5 | BS-20 | 11:16 | 48,30 | 29.01.2024 |
| 23 | 5 | SS-0 | 11:25 | 29,67 | 29.01.2024 |
| 24 | 5 | SS-10 | 11:42 | 17,20 | 29.01.2024 |
| 25 | 5 | SS-50 | 11:54 | 15,80 | 29.01.2024 |
| 26 | 6 | BS-0 | 12:57 | 29,93 | 29.01.2024 |
| 27 | 6 | BS-5 | 13:06 | 43,13 | 29.01.2024 |
| 28 | 6 | BS-10 | 13:15 | 67,73 | 29.01.2024 |
| 29 | 6 | BS-20 | 13:24 | 65,33 | 29.01.2024 |
| 30 | 6 | SS-0 | 13:38 | 27,83 | 29.01.2024 |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| 31 | 6 | SS-10 | 13:49 | 15,10 | 29.01.2024 |
| 32 | 6 | SS-50 | 13:58 | 14,53 | 29.01.2024 |
| 33 | 7 | BS-0 | 14:09 | 18,37 | 29.01.2024 |
| 34 | 7 | BS-5 | 14:17 | 47,27 | 29.01.2024 |
| 35 | 7 | BS-10 | 14:27 | 44,67 | 29.01.2024 |
| 36 | 7 | BS-20 | 14:40 | 54,53 | 29.01.2024 |
| 37 | 7 | SS-0 | 14:49 | 22,07 | 29.01.2024 |
| 38 | 7 | SS-10 | 14:56 | 15,43 | 29.01.2024 |
| 39 | 7 | SS-50 | 15:03 | 16,80 | 29.01.2024 |

*Abb. 10, Auszug der Messungen der Schilffeuchte nach dem Brandversuch*

Die Messungen ergaben ein klares Bild hinsichtlich der Verteilung der Schilffeuchte nach Kompartimenten ergeben (Abb. 11). Bei einer relativen Luftfeuchtigkeit um 60% und mehr als 48h ohne Niederschlag, was vergleichbar ist mit den Bedingungen am Tag des Brandes 13.01.2024 (GeoSphere Austria, 2024), wurden im stehenden Schilf *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)*unter 20% Wassergehalt gemessen, im bodennahen Schilfbereich *(Anmerkung: Entspricht Übergang Knickschilf zum Bruchschilf)* (SS-0, BS-0) um 30% und in den tieferen Knickschilf-Schichten *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* mehr als 40%.

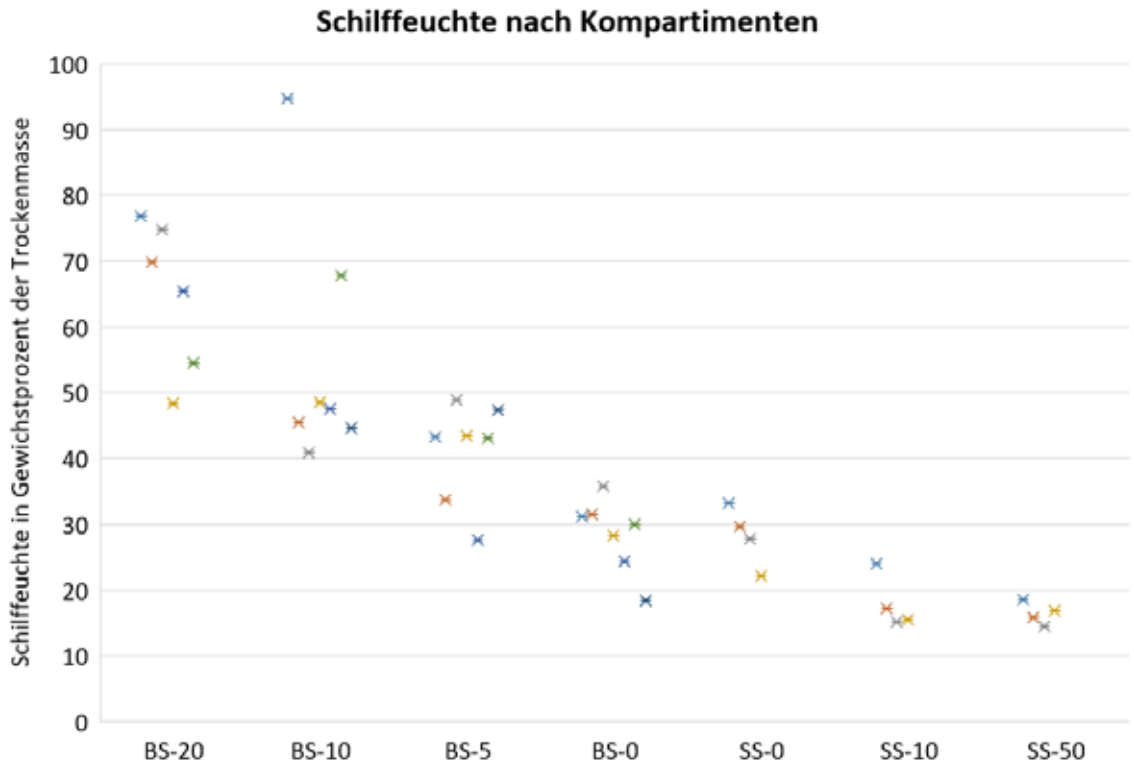


*Abb. 11, Ergebnisse der Schilffeuchte-Messungen nach dem Brandereignis anhand der unterschiedlichen Kompartimente. Die verschiedenen Farben kennzeichnen die sieben ausgewählten Erhebungspunkte im Schilf.*

## Diskussion

Hinsichtlich einer groben **Abschätzung der Geschwindigkeit der Feuerausbreitung** findet sich in der Literatur häufig der Hinweis der „10%-Regel“. Diese besagt, dass sich die Feuerfront eines Vegetationsbrandes im Mittel mit 10% der bodennah gemessenen, mittleren Windgeschwindigkeit ausbreitet. Diese Regel konnte speziell bei höheren Windgeschwindigkeiten und selbst im hügeligen Gelände mehrfach bestätigt werden (z. B. Cruz et al., 2020). Auch die Ergebnisse der Messungen beim Brandversuch im Schilfgürtel zeigen auf, dass sich mit dieser 10%-Regel eine gute Abschätzung der Feuerausbreitung im Schilf treffen lässt.

Die höchsten **gemessenen Brandtemperaturen** von über 1000°C erscheinen hoch, werden aber von anderen Studien untermauert: Die Maximaltemperatur von unkontrollierten Vegetationsbränden beträgt in der Regel 800-1200°C (Bova und Dickinson, 2008; Wotton et al. 2012). Die Höchsttemperatur bei Vollbränden im Wald kann 1300°C übersteigen (Butler et al., 2004). Die höchsten Brandtemperaturen beim Brandversuch am 13.01.2024 wurden in Verbindung mit einer hohen, verfügbaren Brennstofflast bzw. einer stärkeren Flammenentwicklung detektiert. Dies deckt sich mit Erkenntnissen aus der Feuerforschung.

Bei den Messungen der **Schilffeuchte während des Brandversuchs** ergaben sich sehr unterschiedliche Werte, obwohl sämtliche Messungen von stehendem oder oberflächennahen Pflanzenteilen stammen *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)*. Werte unter 15% sind aufgrund der Witterungsbedingungen (die hohe Luftfeuchtigkeit wirkt einer geringen Schilffeuchtigkeit entgegen) am Versuchstag bzw. beim Vergleich mit den Messungen an den späteren Tagen (mit vergleichbarer Witterung) unwahrscheinlich. Die ersten drei Messungen am stehenden Schilf könnten durch einen Kalibrierungsfehler noch zu geringe Feuchtigkeitswerte angezeigt haben, bei den späteren Messungen ist von einer akkuraten Messung auszugehen. Ähnliches ist für jene eine Messung mit über 50% Wassergehalt denkbar, auch da die vergleichbaren Messungen nach einem Regenereignis Ende Januar beim stehenden/oberflächennahen Schilf keine Werte über 40% ergaben.

Die Messungen der **Schilffeuchte nach dem Brandversuch** zeigen deutlich den Einfluss von Wind und Wasser bzw. Feuchtigkeit der Luft. Kurz nach einem Regenereignis (Messungen am 24.01.2024) war bodennah ein Wassergehalt des Schilfs von mehr als 30% vorhanden. Bei einer solch hohen Feuchtigkeit ist keine oder eine nur teilweise Verbrennung zu erwarten (Wade, 2021a). Bei mehr als 48h Trockenheit und einer Luftfeuchtigkeit um 60% (Tag des Brandes, sowie zweiter Messtag) lag der Wassergehalt im stehenden Schilf unter

20% *(Anmerkung: Entspricht stehendem Schilf und Knickschilf)*, eine selbstständige Erhaltung der Verbrennung ist damit speziell unter Windeinfluss wahrscheinlich. Die bodennahen Kompartimente (SS-0, BS-0) *(Anmerkung: Entspricht Untere Knickschilfschicht mit Übergang zum Bruchschilf)* wiesen im Mittel knapp unter 30% Feuchtigkeit auf und lassen eine teilweise Verbrennung erwarten. Für tiefer liegendes Knickschilf *(Anmerkung: Entspricht Bruchschilf/Schilfmatten)* ist aufgrund des hohen Feuchtigkeitsgehalts unter diesen Bedingungen keine Verbrennung zu erwarten.

Weiterführende Messungen der Schilffeuchte (vor allem des Knick- und Bruchschilfs) bei trockeneren Hochdrucklagen im Winter sind zu empfehlen, um die Variabilität der Bedingungen für die Verbrennung tieferer Schichten zu erfassen. Generell sollte die Feuchtigkeit des Brandguts unter 30% betragen, andernfalls ist davon auszugehen, dass keine/kaum Verbrennung stattfindet (Wade, 2021a). Zudem sollte die Möglichkeit geprüft werden, ob unter günstigen Bedingungen (windschwach, geringe Luftfeuchtigkeit, positive Temperaturen) die Anwendung von Backfire-Techniken im Schilf möglich ist. Diese führen zu einer höheren Brennstoff-Konsumation aufgrund der geringeren Ausbreitungsgeschwindigkeit und längeren Verweildauer des Feuers, wodurch auch nur rund 1/3 der Emissionen eines Headfires unter denselben Brandbedingungen zu erwarten sind (Wade, 2021b).

Grundsätzlich hat der Brandversuch am 13.01.2024 gezeigt, dass auch bei für kontrollierte Vegetationsbrände suboptimalen Witterungsbedingungen (hohe Luftfeuchtigkeit, tiefe Temperaturen) ein kontrolliertes Abbrennen der Fläche möglich ist. Im Sinne einer Minimierung der Gefährdungssituation und unter der Prämisse, auch tiefergelegene Knick- und Bruchschilfbereiche zu verbrennen, werden aus Sicht der Waldbrandforschung einige ergänzende Vorschläge für die Anwendung von kontrollierten Bränden im Schilf gemacht.

Meteorologische Bedingungen (in den Wintermonaten):

- Zumindest 48h lang kein Niederschlag, längere Zeiträume wünschenswert
- Eine relative Luftfeuchtigkeit möglichst unter 60%, aber über 30%
- Eine mittlere Windgeschwindigkeit von 30km/h
- Temperatur sowie Taupunkt über 0°C

Vorbereitungen zum Vorgehen vor Ort:

- Messungen zur Schilffeuchte in unterschiedlichen Kompartimenten am frühen Nachmittag des Tages vor dem geplanten Brand (Vergleichswerte zum Folgetag) sowie unmittelbar vor dem Brennstart
- Wenn das Ziel ein Verbrennen tieferer Knick-/Bruchschilf-Schichten ist, sollte die entsprechende Schicht möglichst einen Wassergehalt von unter 30% aufweisen

- Start des kontrollierten Brennens gegen Mittag (geringere Luftfeuchtigkeit und im Winter brandhemmende Wirkung der Witterung ab dem späten Nachmittag durch Zunahme der Luftfeuchtigkeit und Abnahme der Lufttemperatur)

## Referenzen


Bova A.S., Dickinson M.B. (2008): Beyond "fire temperatures": Calibrating thermocouple probes and modeling their response to surface fires in hardwood fuels. Canadian Journal of Forest Research, 38 (5), pp. 1008 – 1020. DOI: 10.1139/X07-204

Butler, B.W., Cohen, J., Latham, D.J., Schuette, R.D., Sopko, P., Shannon, K.S., Jimenez, D., and Bradshaw, L.S. 2004: Measurements of radiant emissive power and temperatures in crown fires. Can. J. For. Res. 34: 1577–1587.

Cruz, M. G., et al. (2020): Evaluating the 10% wind speed rule of thumb for estimating a wildfire's forward rate of spread against an extensive independent set of observations. Environmental Modelling & Software, Vol. 133.

EMERGE-Projekt, https://short.boku.ac.at/affri-2.html100

GeoSphere Austria (2024): https://data.hub.geosphere.at/dataset/klima-v2-10min

Kimura, H., Tsuyuzaki, S. (2011): Fire severity affects vegetation and seed bank in a wetland. Applied Vegetation Science, Volume 14/3, pp 350-357. https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01126.x

Müller, M.M. (2021): Waldbrand-Dokumentation und Analyse von durch Blitzschlag ausgelösten Waldbränden als Beitrag für ein integriertes System zur Abschätzung der Waldbrandgefahr in Österreich. Dissertation. Institut für Waldbau, Universität für Bodenkultur Wien.

Scherer, S.S., D'Amato, A.W., Kern, C.C., Palik, B.J., Russell, M.B. (2016): Long-term impacts of prescribed fire on stand structure, growth, mortality, and individual tree vigor in Pinus resinosa forests. Forest Ecology and Management, Volume 368, Pages 7-16, ISSN 0378-1127. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.038

Wade, Dale (2021a): Fuel moisture and prescribed burning. Southern Fire Exchange. https://eadn-wc02-7111601.nxedge.io/wp-content/uploads/2013-5.pdf

Wade, Dale (2021b): Backfire technique for prescribed burning. Southern Fire Exchange. https://southernfireexchange.org/wp-content/uploads/2013-2.pdf

Wang, Z., Nishihiro, J. & Washitani, I. (2015): Effects of traditional vegetation usage and management on the growth of facilitator keystone species in a moist tall grassland. Landscape Ecol Eng 11, 101–109. https://doi.org/10.1007/s11355-013-0240-9

Wotton, Mike & Gould, James & WL, McCaw & Cheney, N. & Taylor, S.W. (2012): Flame temperature and residence time of fires in dry eucalypt forest. International Journal of Wildland Fire. 22. 10.1071/WF10127.

## Anhänge

1. Powerpoint der fotografisch dokumentierten Brandtemperaturmessungen.
2. Einzelfotos der Temperaturmessungen und Aktivitäten am Brandtag.
3. Excelfiles der Messungen zur Brandtemperatur, Messungen zur Ausbreitung der Flammenfront, Daten der Kestrel 5500 Messungen, Daten der Schilf-Feuchtemessungen während des Brandversuchs und an den ausgewählten Folgetagen sowie Datenauszug der GeoSphere Austria zur Niederschlagsverteilung im Januar 2024 (GeoSphere Austria, 2024).
4. Grafiken im Bericht als .png-Dateien

# GELÄNDE-, VEGETATIONS- UND BIOMASSEMODELL - MONITORING DES SCHILFBRANDS JOIS IM RAHMEN DES PILOTPROJEKTS BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL (BRAMASCHI)

Terrain, vegetation and biomass model - monitoring of the Jois reed fire as part of the reed belt fire management pilot project

Autor: Markus Hollaus

Kontakt:

Senior Scientist Dipl.-Ing. Dr.techn. Markus Hollaus

Technische Universität Wien

Department für Geodäsie und Geoinformation

Forschungsgruppe Photogrammetrie

Wiedner Hauptstr. 8-10, 1040 Wien

markus.hollaus@tuwien.ac.at

## Zusammenfassung

Im Rahmen dieses Teilprojektes wurden zwei Drohnen-Laserbefliegungen, vor und nach dem Brand, durchgeführt. Weiters wurde vor dem Brand eine Drohnen Luftbildbefliegung mit einer Kamera durchgeführt. Aus den beiden Laserbefliegungen wurden dreidimensionale Punktwolken des Schilfs, des Bodens als auch der Wasseroberfläche generiert. Daraus konnten hochaufgelöste Geländemodelle, Oberflächenmodelle und daraus abgeleitete Schilfhöhenmodelle abgeleitet werden. Ebenso steht mit dem Wasseroberflächenmodell und dem Geländemodell eine Information der Schilfbodensituation bezogen auf die Wasseroberfläche für weitere Studien zur Verfügung. Aus den Differenzen der beiden Oberflächenmodelle vor und nach dem Brand konnte die Brandfläche mit 15,57 ha ermittelt werden. Zusätzlich können nicht verbrannte Bereiche innerhalb der gesamten Brandfläche ermittelt werden. Aus dem Schilfhöhenmodell und aus Referenzdaten von erhobenen Probeflächen konnte die Trockenmasse des stehenden Schilfs auf den verbrannten Flächen mit 112 Tonnen abgeschätzt werden, was einer durchschnittlichen Schilftrockenmasse des stehenden Schilfs von 7,19 t/ha entspricht. Anhand der Differenz der beiden Bodenmodelle konnte auch die durch den Brand einhergegangene Reduktion der Bodenschicht ermittelt werden. All diese Informationen liefern wertvolle Informationen für Brandausbreitungsmodelle und für die Bilanzierung von Treibhausgasen und liegen flächig für das gesamte Untersuchungsgebiet vor.

## Abstract

As part of this sub-project, two LiDAR drone flights were carried out before and after the fire. In addition, an aerial drone flight with a camera was carried out before the fire. Three-dimensional point clouds of the reeds, the ground and the water surface were generated from the two LiDAR flights. Furthermore, high-resolution terrain models, surface models and reed height models could be derived. The water surface model and the terrain model also provide information on the reed bed situation in relation to the water surface for further studies. From the differences between the two surface models before and after the fire, the burnt area could be determined as 15.57 ha. In addition, unburnt areas within the total burnt area can be determined. From the reed height model and reference data from surveyed sample areas, the burnt dry mass of standing reed could be estimated at 112 tonnes, which corresponds to an average dry mass of standing reed of 7.19 t/ha. The difference between the two soil models was also used to determine the reduction in the soil layer caused by the fire. All this information provides valuable information for fire spread models and for the balancing of greenhouse gases and is available for the entire study area.

## Projektziele

Die Projektziele des Projektes fokussieren sich auf das Monitoring des Biomasse-Kreislaufs beim Schilfbrands Jois im Rahmen des Pilotprojekts Brandmanagement Schilfgürtel (BraMaSchi) durch die Erstellung von präzisen Gelände- und Vegetationshöhenmodellen sowie der Abschätzung der Schilfbiomasse aus UAV-Laserscanndaten. Zusätzlich wird untersucht, inwieweit sich UAV-RGB Bilder sowie die ALS Daten der Landesbefliegung als Ersatz für die UAV-Laserscanndaten heranziehen lassen.

Auf Basis der vor und nach der Brandschutzübung gewonnenen Messdaten kann der Biomasse- Aus- und Eintrag in dem Natura-2000-Gebiet Schilfgürtel genau abgeschätzt werden, wodurch profunde Aussagen über die Rahmenbedingungen von zukünftigem Brandmanagement getroffen werden können.

## Bearbeitungsgebiet und Datengrundlage

Das Bearbeitungsgebiet liegt im Bereich Jois, Burgenland und umfasst ca. 40 ha Schilf (siehe *Abbildung 1*). Das Gebiet wurde mit zwei UAV-LiDAR Befliegungen sowie einer RGB Befliegung erfasst. Die Befliegungen wurden von der Fa. Skyability GmbH mit Hilfe eines VUX SYS 1 UAV LiDAR Scanners am 11.01.2024 sowie am 26.01.2024 durchgeführt. Die RGB Befliegung fand am 11.01.2024 satt. Es wurde eine DJI Zenmuse P1 Kamera verwendet. Alle weiteren Details der Datenaufnahmen finden sich in den zwei technischen Berichten der Fa. Skyability GmbH (SA_R_23023_20240115_Abschlussbericht.pdf; SA_R_24004_20240129_Abschlussbericht.pdf). Die LiDAR Daten liegen als laz-Files vor, die berechneten Orthophotos als tif-Files. Sämtliche Geodaten liegen im Koordinatensystem EPSG:25833 vor.




*Abbildung 1: Lages des Bearbeitungsgebietes. Das Untersuchungsgebiet ist mit dem roten Polygon umrandet. Im Untersuchungsgebiet ist das aufgenommene RGB Bild dargestellt, im Hintergrund das Österreichweite RGB Orthophoto mit Stand 2017 (© LFRZ).*

## Topographische Modelle

### Digitales Geländemodell aus UAV-LiDAR

Das digitale Geländemodell (engl. digital terrain model - **DTM**) wurde aus den georeferenzierten UAV-LiDAR Punktwolken generiert. Dabei wurden nur die letzten Echos herangezogen. Es kam ein hierarchischer, iterativer Berechnungsansatz zum Einsatz. Beginnend mit 3 m Zellgröße wurden aus dem jeweils tiefsten Punkten ein erstes Geländemodell berechnet. In den nächsten zwei Iterationsschritten wurde die Zellgröße kontinuierlich reduziert und es wurden nur mehr Punkte im Bereich des im vorigem Iterationsschritt berechneten Geländemodells verwendet. Etwaig entstandene Lücken aufgrund von fehlenden Daten wurden mittels Triangulierung geschlossen. Aus den DTMs wurden Beleuchtungsbilder (hillshades) für Visualisierungszwecke berechnet. Ein Ausschnitt des Beleuchtungsbildes des DTM vom ersten Flug ist in *Abbildung 42* dem RGB Orthophoto gegenübergestellt.

Das Geländemodell wurde mit einer Rastergröße von 0,10 m, 0,25 und 0,50 m berechnet.

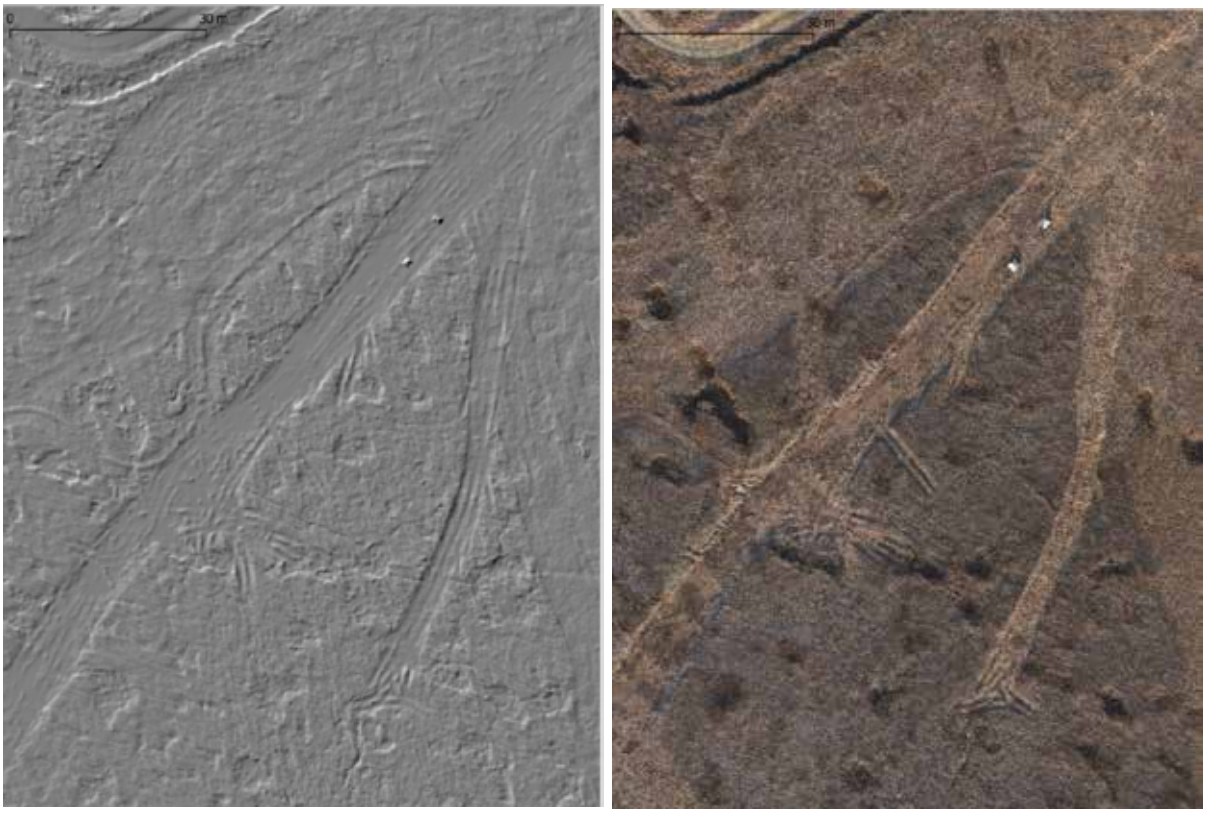


*Abbildung 4: links: Beleuchtungsbild (Hillshade) des DTM ULS1 mit einer Rastergröße von 0,25 m. Rechts: RGB Orthophoto, Rastergröße 0,015 m. Ausschnitt 634082,5310779,634174,5310901 – EPSG:25833.*

### Digitales Oberflächen- und Vegetationshöhenmodell aus UAV-LiDAR

Zur Berechnung des digitalen Oberflächenmodells (engl. digital surface model – **DSM**) wurden für die beiden UAV-LiDAR Datensätze ULS1 und ULS2 alle Punkte herangezogen. Das DSM wurde mit einer Rastergröße von 0,10 m und 0,25 m unter Verwendung des landbedeckungsabhängigen Berechnungsansatzes von Hollaus et al. (2010) berechnet. Diese Methode verfolgt einen kombinierten Berechnungsansatz, der abhängig von der Oberflächenrauigkeit des DSMs mit dem höchsten Punkt pro Rasterzelle bzw. mit lokal in die Punktwolke eingepassten, gleitenden Schrägebenen (engl. *moving planes*) zusammensetzt. Die „*moving planes*“ Interpolation wird dabei auf einen ausgedünnten Datensatz (höchste Punkte innerhalb einer Zelle mit der halben Auflösung des finalen DSMs) angewandt um sicher zu stellen, dass das interpolierte Modell bestmöglich die Oberfläche des Schilfs beschreibt. Diese Berechnungsmethode führt speziell in mit Schilf bedeckten Gebieten im Vergleich zu einer reinen „moving planes” Interpolation zu einer verbesserten Beschreibung der Schilfoberfläche als auch der Lücken im Schilf. Des Weiteren hat dieser Ansatz speziell in Bereichen mit geringerer Punktdichte den Vorteil, dass für Bildelement, in denen keine Punkte liegen, durch die „moving planes“ Interpolation mit Hilfe der benachbarten Punkte eine

Höheninformation geschätzt werden kann. In *Abbildung 53* ist ein Ausschnitt aus den beiden DSMs dargestellt. Im rechten Bild kann man die Brandflächen bereits sehr gut erkennen.

Zusätzlich wurde eine zweite Methode für die Berechnung der DSM angewandt. Dabei wurde eine Rastergröße von 1 m gewählt und es wurde mit dem 95% Quantil aller Punkte innerhalb jeder Zelle berechnet. Hierdurch lässt sich der Windeinfluss deutlich reduzieren.

Das normalisierte digitale Oberflächenmodell (engl. normalized digital surface model – **nDSM**) wurde durch Subtraktion des DTMs vom DSM berechnet. Zum Normalisieren der DSMs wurde das DTM mit einer Rastergröße von 0,25 m.  Dieses ist etwas stärker geglättet und dadurch kleine Variationen des DTMs welche z.B. von sehr dichten Bruchschilf entstehen können, minimiert werden. Da z.T. zwischen DTM und DSM unterschiedliche Rasterauflösungen vorliegen wurde das DTM im Falle unterschiedlicher Rastergrößen bilinear interpoliert.

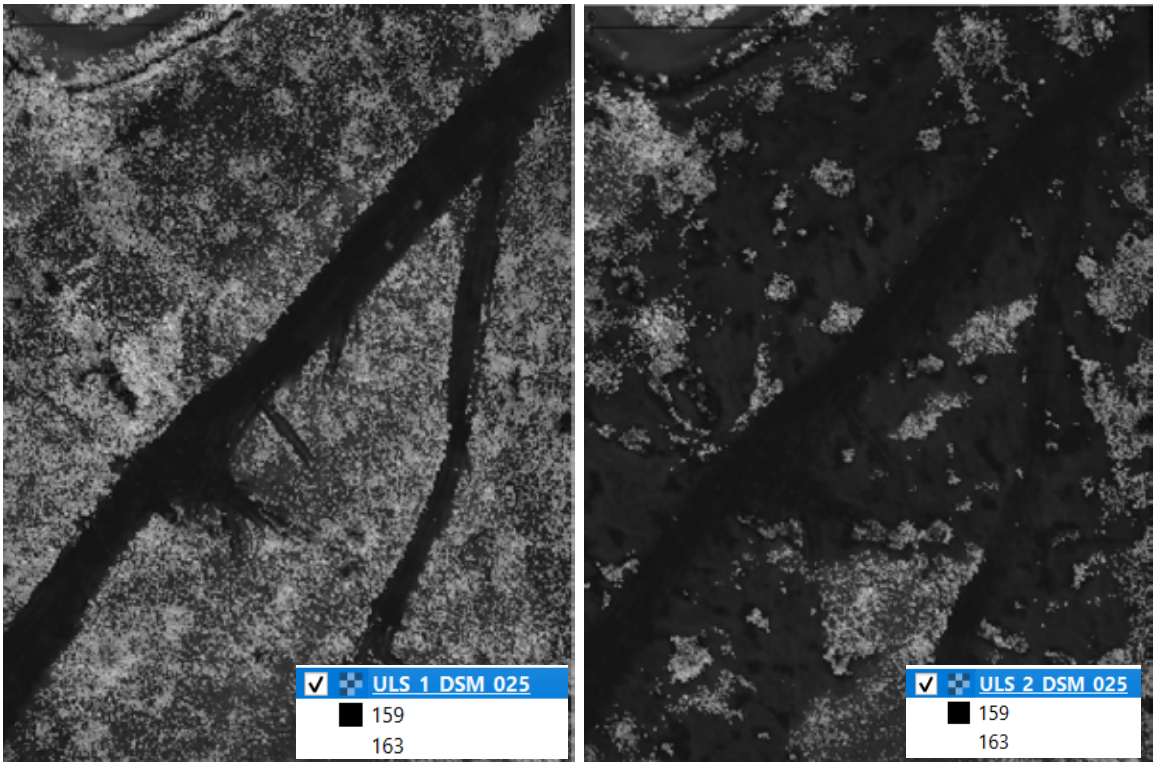



*Abbildung 5: links: DSM ULS1, rechts: DSM ULS2. Die Rastergröße beträgt 0,25 m. Ausschnitt 634082,5310779,634174,5310901 – EPSG:25833.*

### Digitales Oberflächenmodell aus Image Matching Daten

Image Matching

Die Kennzahlen der gelieferten Orientierung des Foto-Blocks lauten wie folgt:

- 4493 Bilder
- Koord.system: UTM33, ETRS89
- GSD 1.48 cm
- Mean Reprojection Error 0.092 pix
- 7 GCPs: RMS_xyz 1.2 1.0 5.3 cm

Basierend auf diesem Status wurde in der Software Pix4D eine dichte Punktwolke per Image-Matching erzeugt. Die folgenden Einstellungen wurden gewählt: *Image Scale: 1/1 (Original image size) mit Multiscale (default)*. Damit wird das Bild in seiner originalen Auflösung verwendet. Mit Multiscale werden auch Punkte aus gröberen Auflösungsstufen abgeleitet, falls das notwendig sein sollte. Point Density: *Optimal (Default)*. Das legt fest, dass für jedes vierte Pixel ein Matching durchgeführt wird. Minimum Number of Matches: *3 (Default)*. Jeder abgeleitete 3D Punkt muss in mind. so vielen Bildern erfolgreich gematcht worden sein.

Matching Windows Size: *7x7 (Default)*. Damit wird die Nachbarschaft festgelegt, die beim Matching berücksichtigt wird. In einem kleinen Ausschnitt wurde für die erhaltene Punktwolke die Punktdichte zu 5194 Punkte pro Quadratmter ermittelt, was einem mittleren Punktabstand von ca. 1.4 cm entspricht. Das ist die GSD (ground sampling distance) der Bilder.

### DSM Berechnung

Die DSMs wurden wie in Abschnitt 0 mit Hilfe des 95% Höhenquantil aller Punkte innerhalb eine Rasterzelle berechnet.

### Vergleich IM vs. ULS

Um die Unterschiede der DSMs aus ULS und IM zu visualisieren wurden Differenzmodelle berechnet. In *Abbildung 64* ist das Differenzmodell (ULS1_DSM_q95 – IM_DSM_q95) dargestellt. Das Differenzenmodell zeigt die gute Übereinstimmung der beiden Modelle im Bereich von Wasser und gemähten Schilf. In dichten Schilfbeständen unterschätzt das IM DSM im Vergleich zum ULS DSM die Oberfläche tendenziell, ebenso in der Nähe von Lücken im Schilf. In lockeren Schilfbeständen liegt das IM DSM tendenziell über dem ULS DSM (*Abbildung 75*). Dies ist auch in den Querprofilen durch die Punktwolken in *Abbildung 86* ersichtlich.

Zusammenfassend muss hier festgehalten werden, dass es zu erheblichen Unterschieden der DSMs aus ULS und IM kommt und dass daher die Eignung des IM DSMs für die Schilfbiomasseschätzung zu hinterfragen ist und detailliertere Analysen erforderlich wären die im Rahmen dieses Projektes nicht vorgesehen sind. Auf der TU Wien, Department für Geodäsie und Geoinformation läuft derzeit eine Masterarbeit zu diesem Thema. Die Ergebnisse dieser Masterarbeit können bei Bedarf nach Fertigstellung der Arbeit dem Fördergeber zur Verfügung gestellt werden.

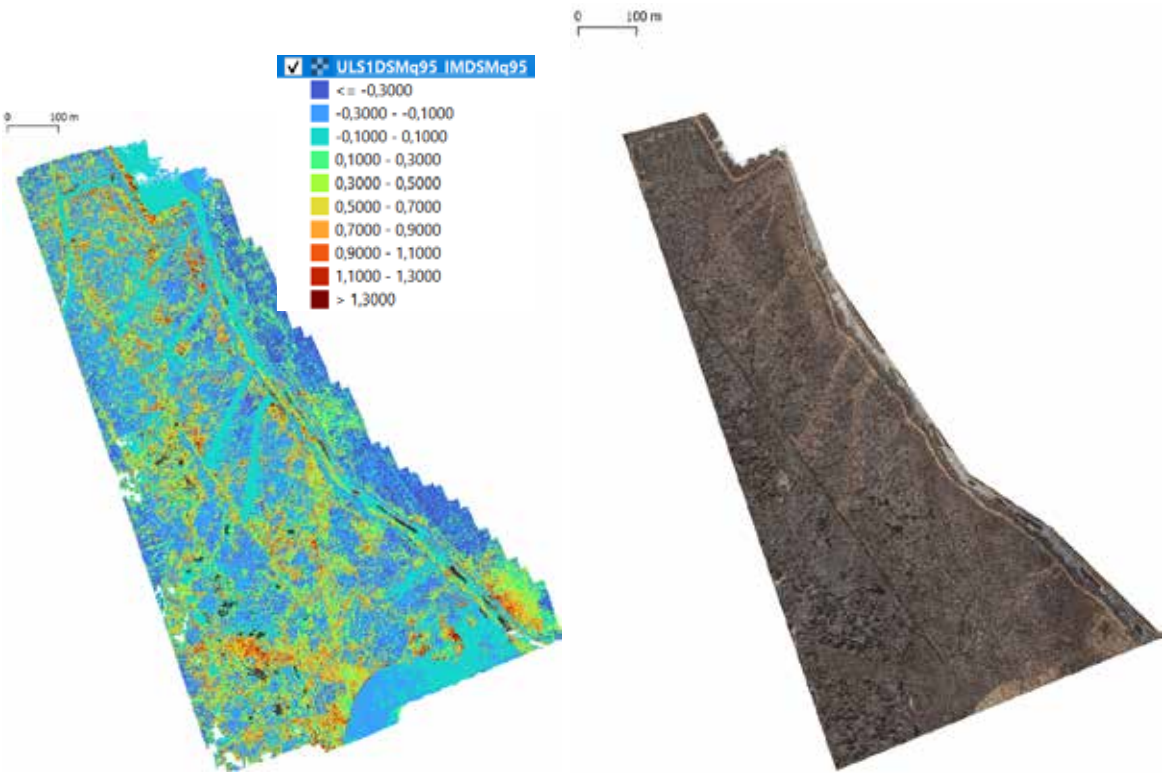



*Abbildung 6: Differenzenmodell aus dem ULS1 DSM und dem IM DSM. Die Rastergröße beträgt 1,0 m. Die DSMs wurden mit dem 95% Höhenquantil pro Rasterzelle berechnet.*

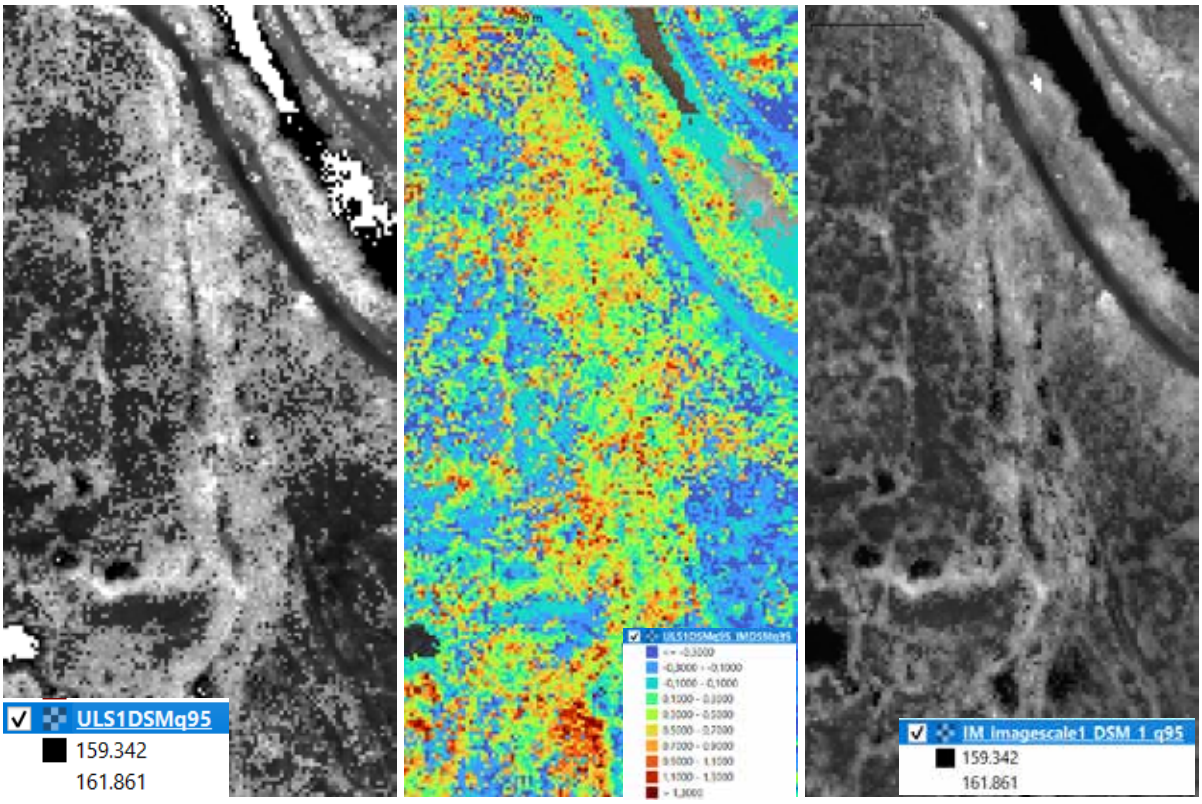
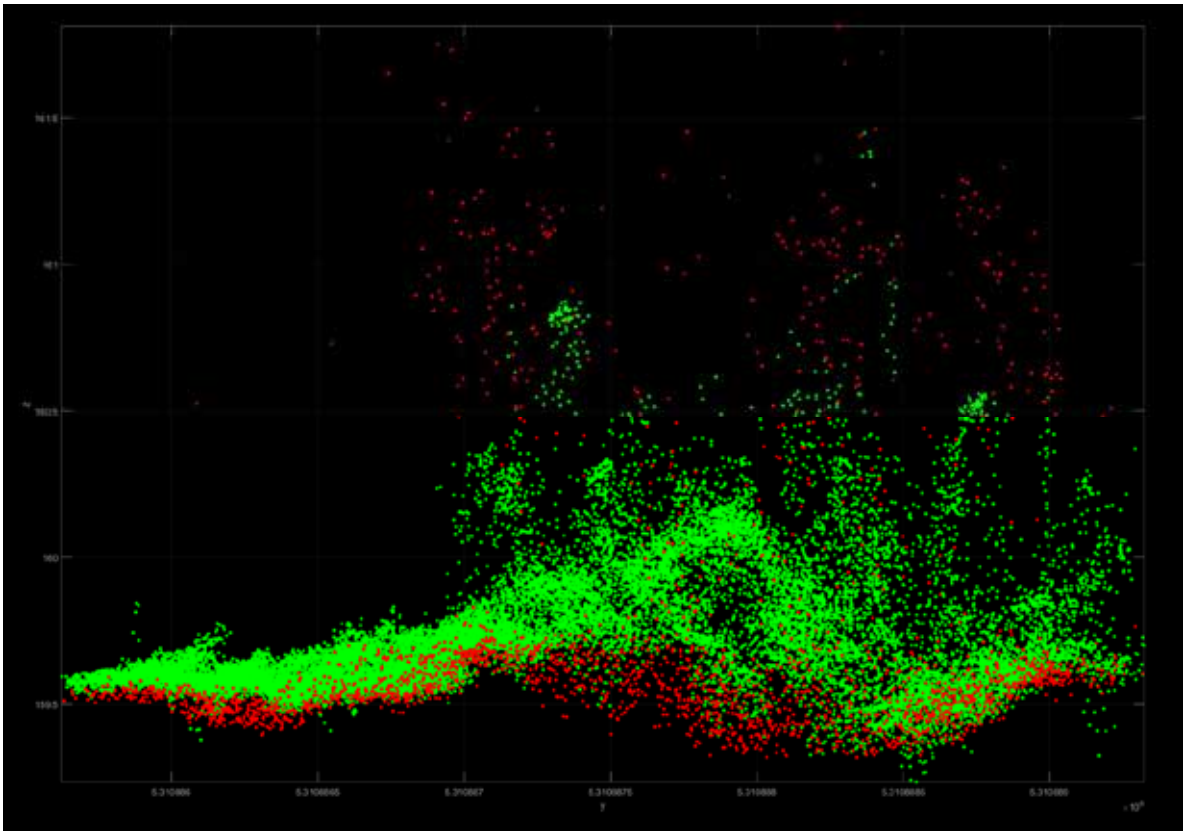



*Abbildung 7: Ausschnitt aus dem Differenzenmodel (mitte) aus dem ULS1 DSM (links) und dem IM DSM (rechts). Die Rastergröße beträgt 1,0 m. Die DSMs wurden mit dem 95% Höhenquantil pro Rasterzelle berechnet.*



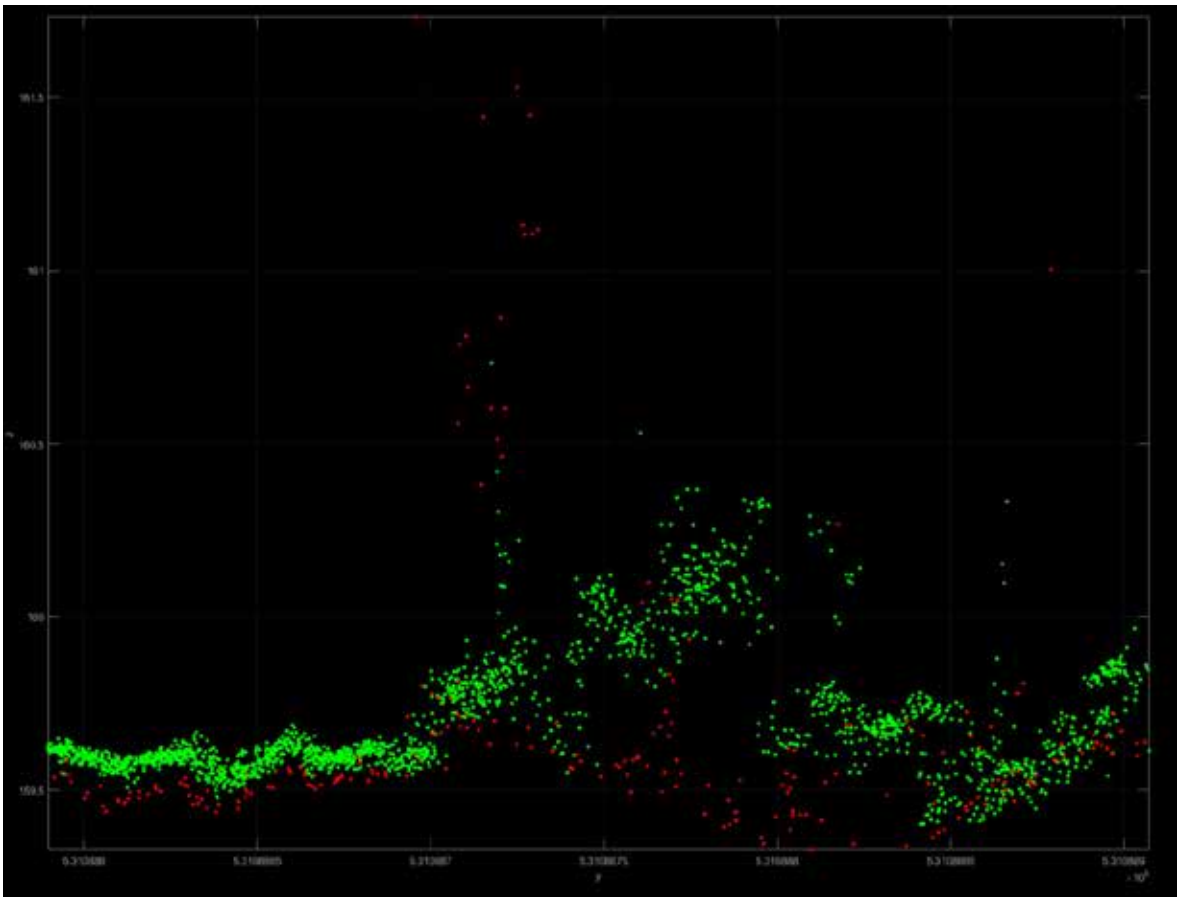


*Abbildung 8: Vergleich der Punktewolken aus ULS1 (rot) und IM (grün). Dargestellt ist ein 1 m breites Profil (oben) und ein 0,1 m breites Profil (unten).*

## Digitales Wasseroberflächenmodell

Das digitale Wasseroberflächenmodell (DWOM) wird basierend auf ausgewählten Punkten der offenen Wasserfläche berechnet. Für die Befliegung am 11.1.2024 sowie für die Befliegung am 26.1.2024 ergibt sich die selbe Wasserspiegelhöhe von 159,31 m. Das DWOM wird mit einer Rastergröße von 10 m kalkuliert.

Zusätzlich zum DWOM wurden Differenzmodelle zwischen DTM und DWOM ermittelt. Diese Modelle haben eine Rastergröße von 0.25 m. In *Abbildung 97* ist ein Ausschnitt aus dem Differenzenmodell zu sehen. Rote Bereiche liegen max. 10 cm über der Wasserfläche. Dieses Differenzenmodell eignet sich somit, um offene Wasserflächen bzw. Schilfbereiche in denen DTM sehr nahe am Wasserspiegel liegt, zu detektieren.

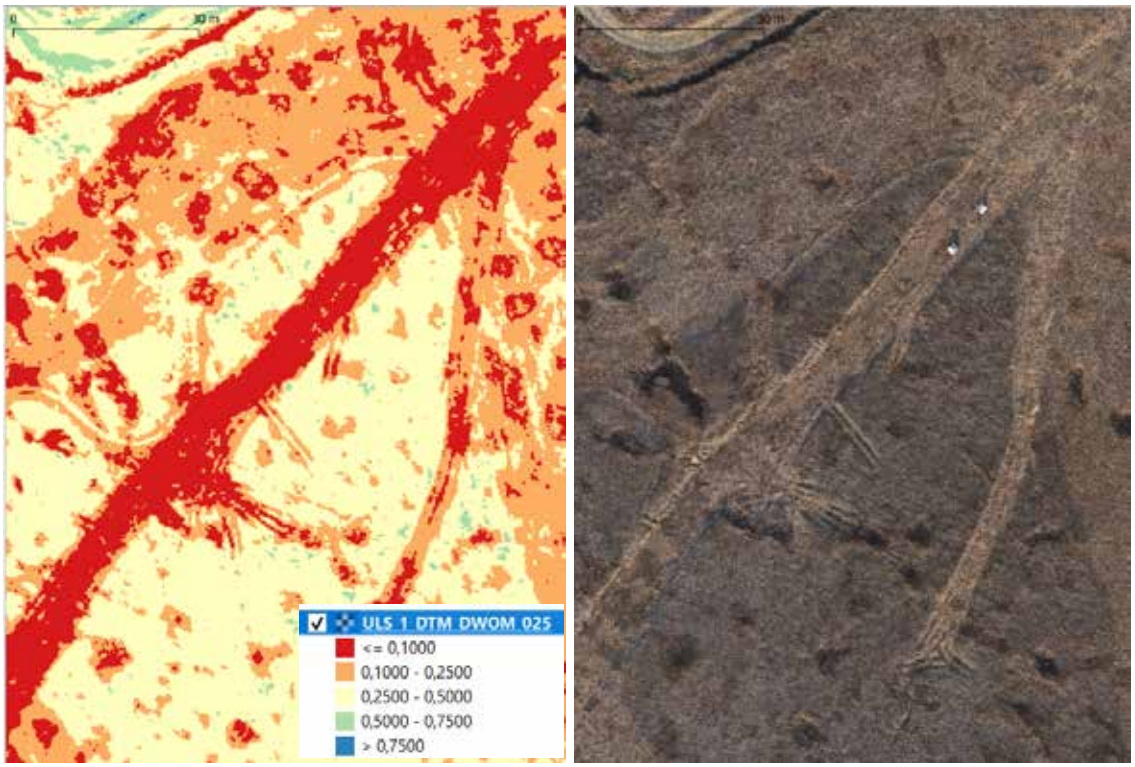



*Abbildung 9: links: Differenzmodell aus dem DTM ULS1 und dem DWOM, rechts: rechts: RGB Orthophoto. Das Differenzenmodell wurde mit 10 cm Höhenintervallen eingefärbt. Rote Flächen liegen daher max. 10 cm über der Wasserfläche.*

## Ermittlung der Brandfläche

Die Brandfläche wurde aus dem Differenzenmodell der beiden LiDAR DOMs berechnet. Es wird angenommen, dass eine Höhenreduktion um >0,15 m vorhanden sein muss, damit das Pixel als Brandpixel identifiziert wird. Bei den ersten Berechnungen hat sich herausgestellt, dass die DSM zwischen den beiden Zeitpunkten aufgrund von Windeinflüssen variieren und es daher zu Fehlklassifizierungen gekommen ist. In Folge wurden die DSMs q95 mit einer Rastergröße von 1,0 m herangezogen. Nach der Anwendung des Höhenschwellwertes von 0,15 m wurden die klassifizierten Brandpixel mittels morphologischer Filter bereinigt. In *Abbildung 88* ist die abgeleiteten Brandfläche dargestellt und umfasst eine Fläche von 15,57 ha.

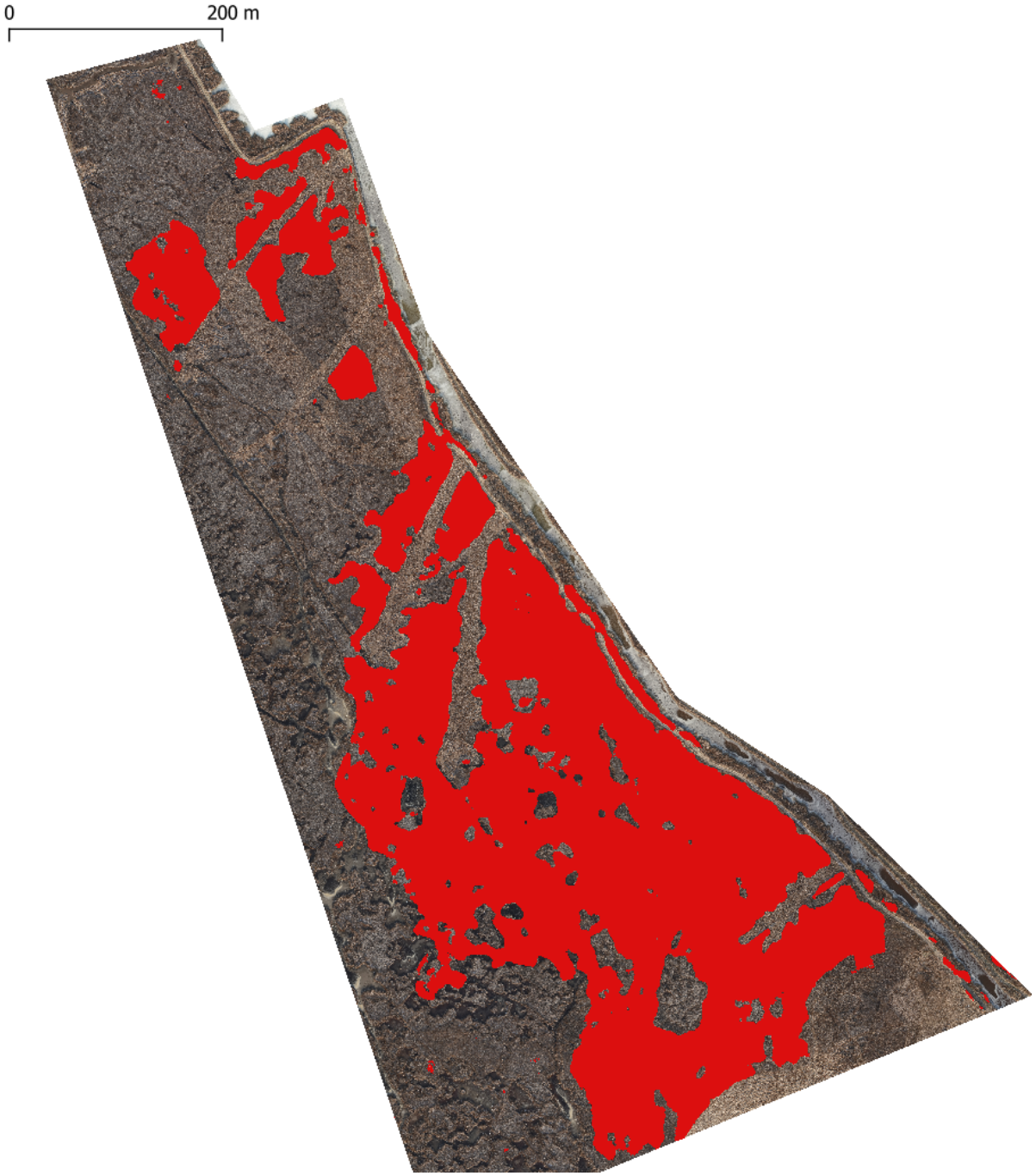



*Abbildung 8: Klassifizierte Brandfläche in rot. Im Hintergrund ist das RGB Orthophoto dargestellt.*

## Schilfbiomassemodelle

Die für die Ableitung der Schilfbiomasse erforderlichen Referenzdaten wurden von der BOKU (Mathias Neumann) am 30.1.2024 übermittelt. Diese umfassen 20 Probeflächen mit den ausgewerteten Kenngrößen wie z.B. Schilfhöhe, Anzahl der Schilfhalme, Höhe Bruchschilf und den Trockenbiomassenwerten für die unterschiedlichen Schilfbestandteile (siehe *Abbildung 109*).

| Anmerkungen | vom Bruchschilf nach oben | | Schilfdicke oberhalb des Bodens | von wasseroberfläche bis Oberfläche Boden ( zersetztes schilf) | | | | | stehend | Bruchschicht | Bodenschicht | Rhizom |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Fläche | Höhe Schilf stehend (cm) | Anzahl Schilfhalme (pro 25x25cm) | Dicke Bruchschilf (cm) | Dicke Boden (cm) | Wassertiefe (cm) | Foto Nr | Kommentare | Anzahl pro m2 | Trockenmasse/ m2 (g/m2) S | Trockenmasse/ m2 (g/m2) A | Trockenmasse/ m2 (g/m2) B | Trockenmasse/ m2 (g/m2) R |
| 1 | 180 | 5 | 25 | 16 | 80 | | auf den stark verlandeten Flächen kam teilweise Hollunder vor. | 80 | 365,28 | 1951,36 | 28542,56 | 352,48 |
| 2 | 210 | 15 | 35 | 0 | 80 | | freier Wasserspiegel (kein B) | 240 | 923,2 | 2366,4 | 0 | 0 |
| 3 | 160 | 25 | 20 | 10 | 80 | | A+B zusammen in Sack erst nach | 400 | 1083,2 | 1653,84 | 2951,52 | 97,76 |
| 4 | 110 | 12 | 20 | 15 | 80 | | | 192 | 622,4 | 2139,2 | 9398,56 | 1028 |
| 5 | 110 | 3 | 14 | 9 | 95 | | | 48 | 86,08 | 4705,6 | 13591,36 | 221,6 |
| 6 | 160 | 7 | 25 | 9 | 78 | | | 112 | 538,88 | 2840,8 | 988 | 0 |
| 7 | 350 | 33 | 2 | 0 | 45 | | freier Wasserspiegel (kein B) | 528 | 1174,08 | 365,6 | 0 | 0 |
| 8 | 150 | 6 | 2 | 0 | 87 | | freier Wasserspiegel (kein B) | 96 | 153,6 | 303,2 | 0 | 0 |
| 9 | 130 | 4 | 25 | 20 | 85 | | | 64 | 103,2 | 2635,2 | 26305,76 | 1231,2 |
| 10 | 140 | 6 | 13 | 15 | 85 | | | 96 | 177,92 | 2945,6 | 2190,4 | 154,08 |
| 11 | 140 | 19 | 24 | 23 | 70 | | | 304 | 484,8 | 997,92 | 2769,92 | 556,96 |
| 12 | 160 | 3 | 12 | 25 | 85 | | | 48 | 114,88 | 1986,4 | 12898,72 | 68,48 |
| 13 | 165 | 19 | 9 | 0 | 87 | | freier Wasserspiegel (kein B) | 304 | 998,4 | 286,08 | 0 | 0 |
| 14 | 140 | 7 | 16 | 23 | 85 | | | 112 | 162,88 | 1479,68 | 8361,6 | 263,68 |
| 15 | 130 | 16 | 17 | 14 | 40 | | | 256 | 411,36 | 1087,2 | 3076,8 | 262,88 |
| 16 | 145 | 23 | 1 | 0 | 86 | | freier Wasserspiegel (kein B) | 368 | 663,2 | 517,6 | 0 | 0 |
| 17 | 130 | 12 | 19 | 30 | 100 | | | 192 | 537,12 | 3408,64 | 8580,8 | 341,76 |
| 18 | 146 | 7 | 15 | 16 | 68 | | | 112 | 412,16 | 2048,48 | 3436,8 | 745,12 |
| 19 | 130 | 7 | 18 | 20 | 86 | | | 112 | 247,68 | 1380,48 | 7205,6 | 364 |
| 20 | 110 | 7 | 19 | 25 | 90 | | | 112 | 383,68 | 1915,68 | 2771,92 | 84,16 |

*Abbildung 10: Referenzdaten der 20 erhobenen Probeflächen.*

Die Positionierung der Probeflächen erfolgte lt. Auskunft von Mathias Neumann mit einem handheld GPS. Eine erste Überprüfung der Lage hat gezeigt, dass einige Plots eindeutig an der falschen Position liegen. Als Beispiel ist in *Abbildung 10* die Lage von der Probefläche 17 im Vergleich zum ULS1 nDSM dargestellt. Die gemessene Schilfhöhe beträgt 1,3 m, die ULS1 nDSM Höhe 0,1 m. Es ist daher davon auszugehen, dass die Probefläche um ca. 5 m nach Südosten zu verschieben ist. Nachdem die Schilfstruktur kleinräumig sehr stark variieren kann, wie z.B. in *Abbildung 10* anhand des ULS1 nDSMs zu sehen ist, die Probeflächengröße lediglich 0,25 * 0,25 m beträgt, hat jede Ungenauigkeit in der Lage eine massive Auswirkung auf die Kalibrierung von Biomassemodellen.

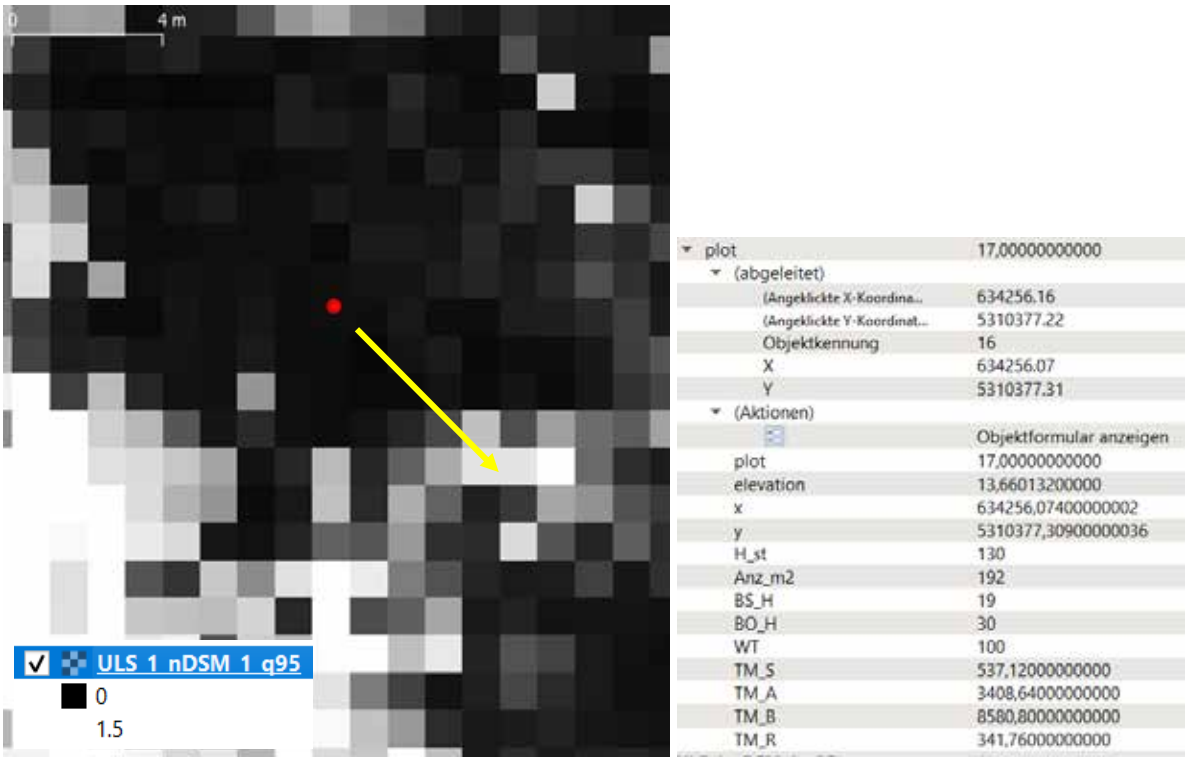



*Abbildung 10: Lagegenauigkeit der Probeflächen.*

Um die kleinräumige Variation des Schilfs zu berücksichtigen, wurde von den ULS1 nDSM Werte innerhalb eines Kreises mit einem Radius von 3 m der Median berechnet.

Eine erste Korrelation zwischen ULS1 nDSM und der Trockenmasse des stehenden Schilfs zeigte hat einige Ausreißer (siehe *Abbildung 1111*).

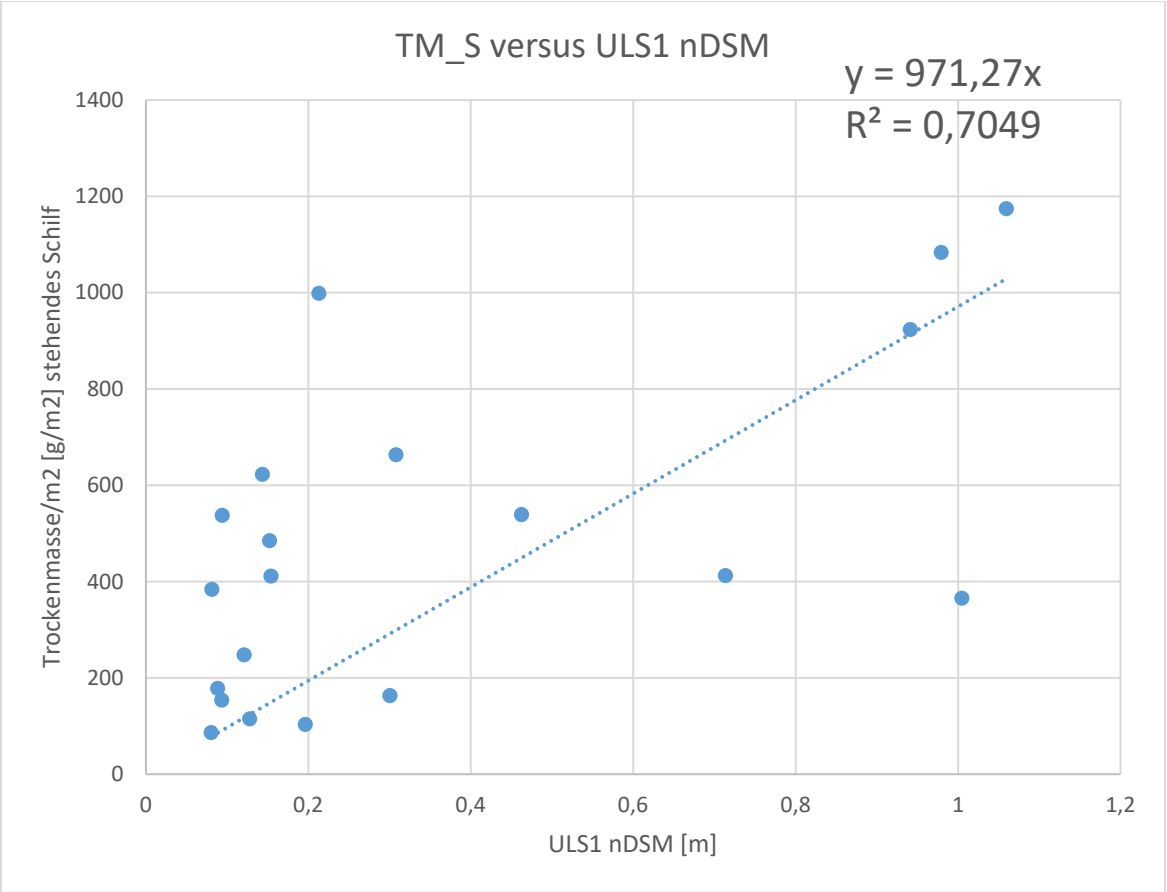



*Abbildung 11: Korrelation zwischen der Trockenbiomasse des stehenden Schilfs und der ULS1 nDSM Höhe vor der Lagekorrektur der Probeflächen.*

Nach der Lagekorrektur von 4 Probeflächen (plot # 4, 7, 13, 17), bei denen die fehlerhafte Lage sehr klar ersichtlich war, hat sich die Korrelation deutlich verbessert (*Abbildung 1212*). Es wurde hier bewusst sehr einfache Funktionen erstellt, weil Unsicherheiten in der Lage und die Größe der Probeflächen zu erheblichen Unsicherheiten führt. In *Abbildung 1213* ist eine lineare sowie eine potentielle Funktion angegeben. Aufgrund des etwas höheren Bestimmtheitsmaßes wurde die potentielle Funktion auf das gesamte Untersuchungsgebiet angewandt. Für Bereiche mit ULS1 nDSM Werten <0,20 m wurde keine Trockenbiomasse berechnet. Für die gesamte Brandfläche von 15,57 ha ergibt sich somit eine Gesamttrockenmasse des stehenden Schilfs von ca. 112 Tonnen.

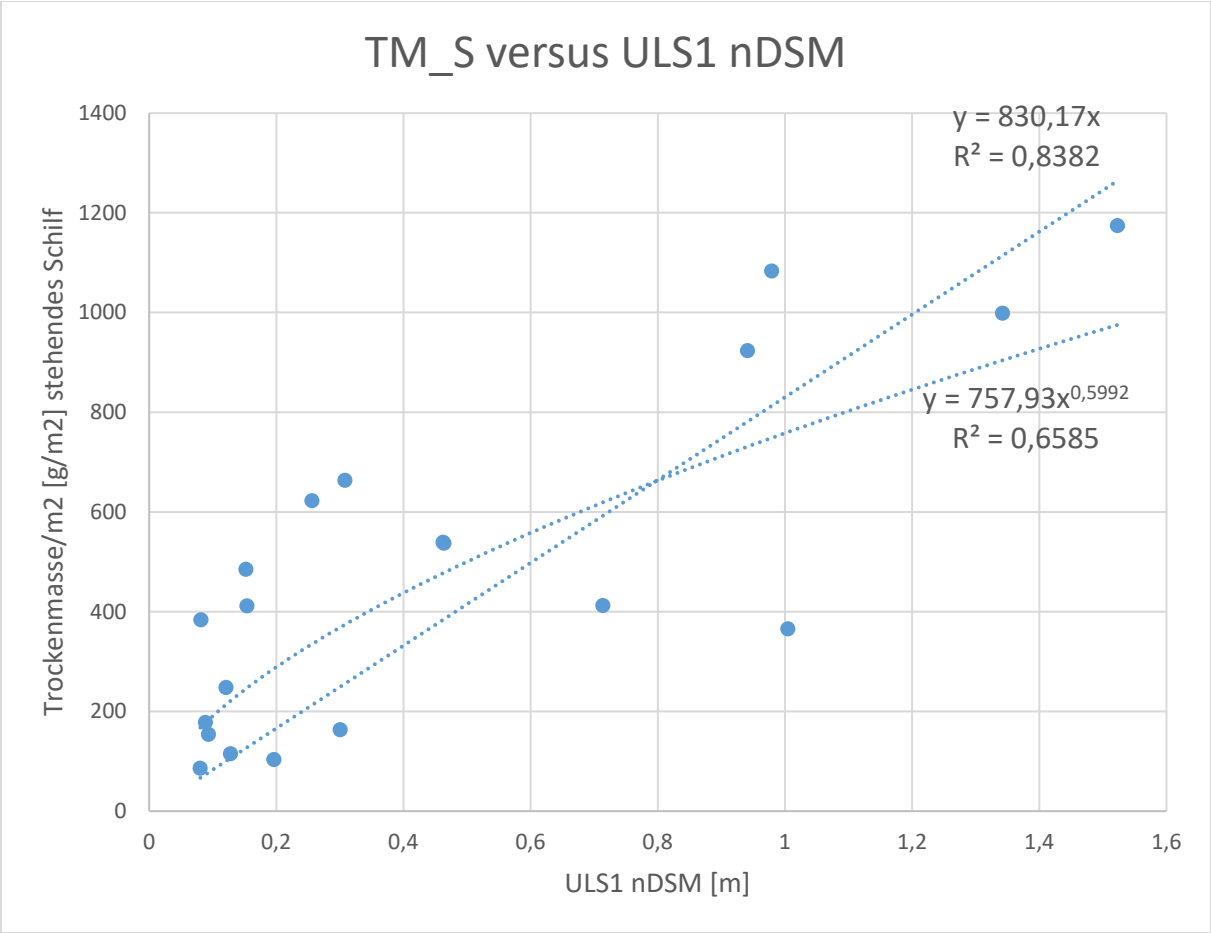



*Abbildung 12: Korrelation zwischen der Trockenbiomasse des stehenden Schilfs und der ULS1 nDSM Höhe nach der Lagekorrektur der Probeflächen.*

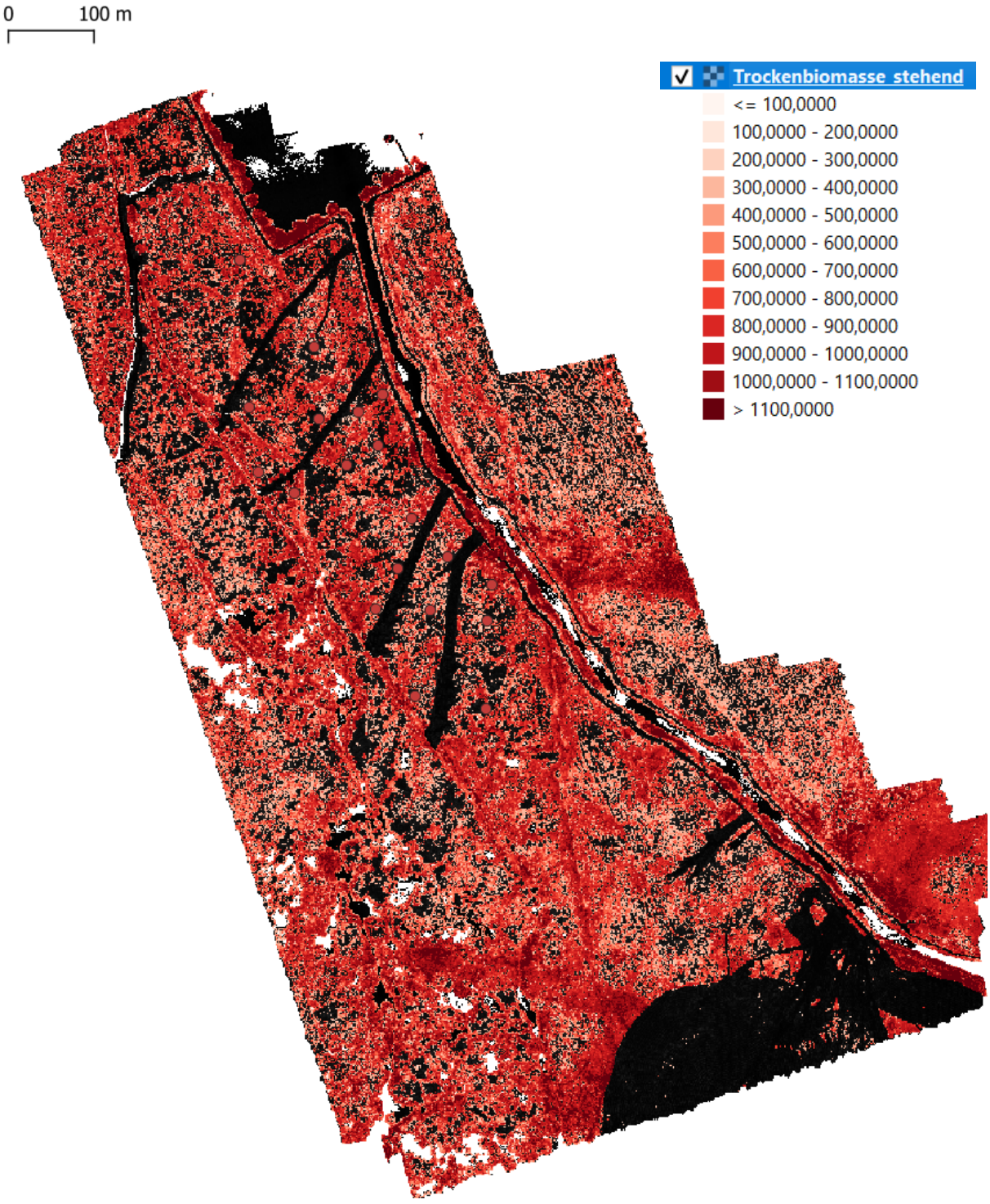



*Abbildung 13: Abgeschätzte Trockenmasse/m² in [g/m2] des stehendes Schilfs für das Untersuchungsgebietes.*

Für die Abschätzung der Bruchschilfbiomasse wurde ein eigenes DSM mit Hilfe des 90% Höhenquantil aller ULS1 Punkte mit einer max. Höhe über DTM von 0,5 m. In weiterer Folge wurde ein nDSM Bruchschilf berechnet (siehe *Abbildung 1414*)

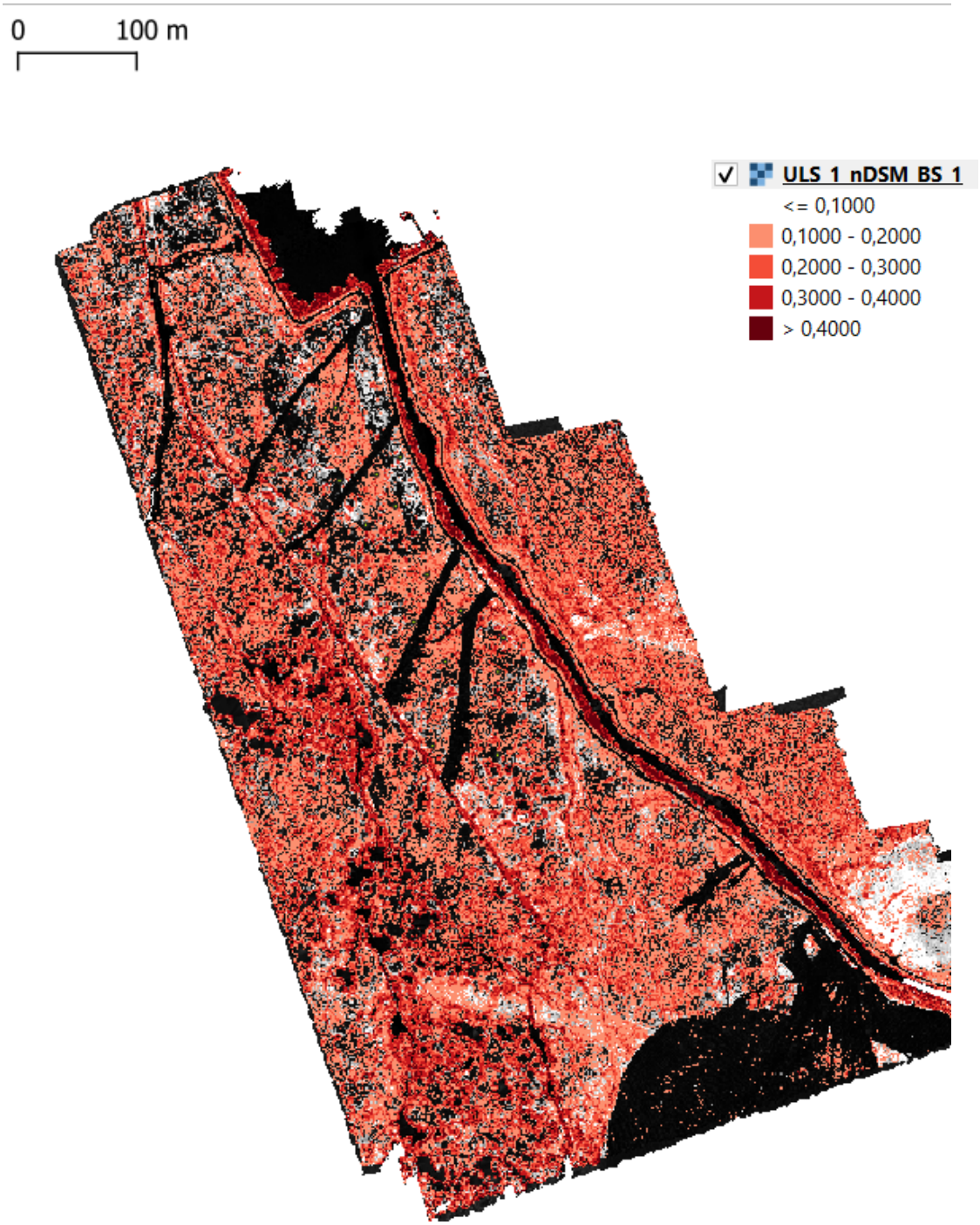



*Abbildung 14: nDSM des Bruchschilfs. Hierbei handelt es sich um eine erste Version. Für die Verbesserung der Bruchschilfhöhe braucht es umfangreichere Analysen die im Rahmen dieses Projekts aus Budgetgründen nicht durchgeführt werden können.*

In *Abbildung 1515* ist die Korrelation zwischen dem nDSM Bruchschilf und der Referenztrockenmasse des Bruchschilfs dargestellt. Es zeigt sich sehr deutlich, dass noch weitere Untersuchungen erforderlich sind. Gründe für die schlechte Korrelation könnten die Lageungenauigkeiten der Probeflächen sowie die Art der DSM Berechnung sein.

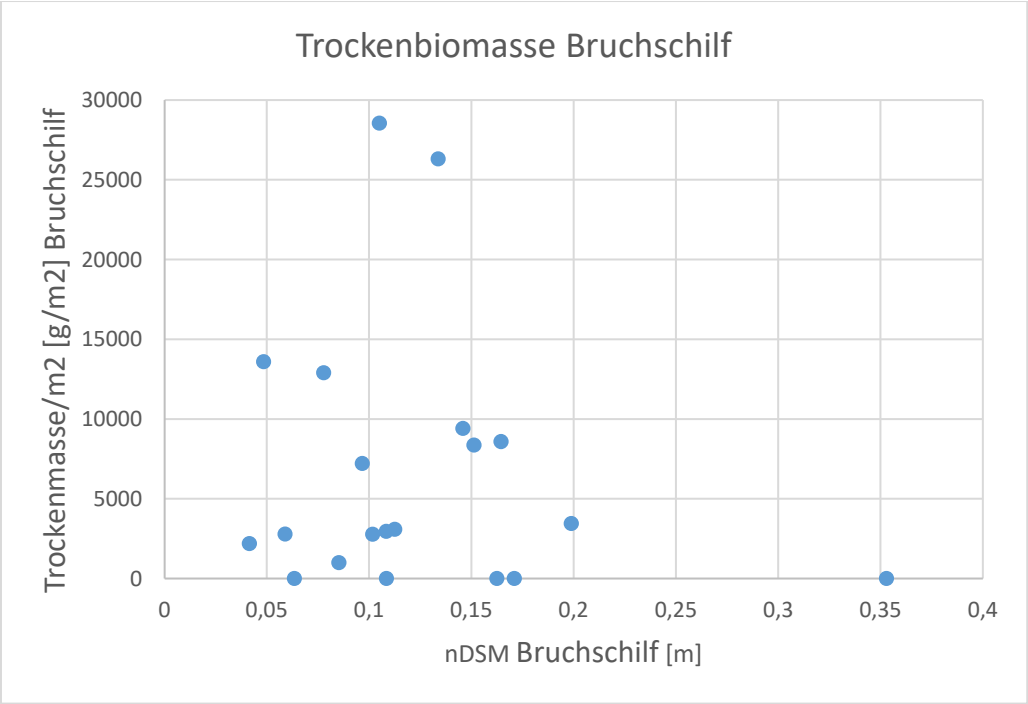



*Abbildung 15: Trockenbiomasse des Bruchschilfs versus nDSM Bruchschilf.*

Für die Abschätzung der Boden- und der Rhizomeschicht Trockenmasse wurde das Differenzenmodell zwischen DTM und Wasseroberfläche herangezogen.

Für die Abschätzung der Trockenbiomasse der Boden- als auch der Rhizomeschicht stehen aus den ULS Daten die Höhen über dem Wasserspiegel (siehe *Abbildung 9*) zur Verfügung. Eine direkte Messung der beiden Schichten ist mittels ULS nicht möglich. In *Abbildung 166* ist der Zusammenhang zwischen der Höhendifferenz zwischen DTM und Wasseroberfläche und der aufsummierten Trockenmasse dargestellt. Ebenso wie beim Bruchschilf ist die Korrelation noch nicht zufriedenstellend und Bedarf weiterer Analysen.

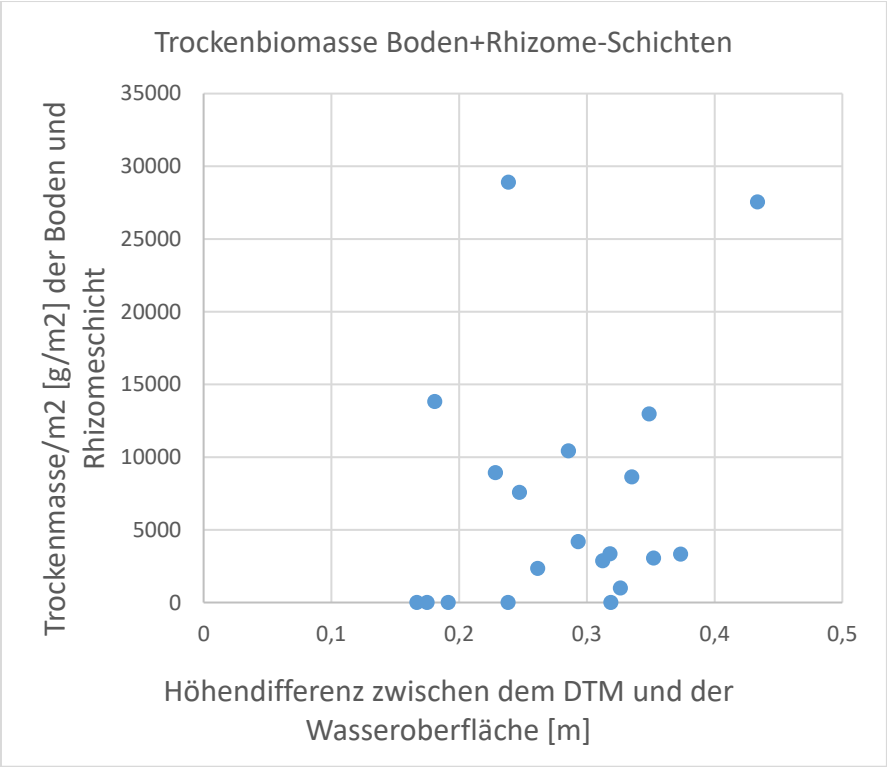



*Abbildung 16: Zusammenhang zwischen der Höhe der Boden- und der Rhizomeschicht und der aufsummierten Trockenbiomassen anhand der Referenzdaten.*

## Veränderung des Geländemodells

Die durch den Brand erzeugten Veränderungen des Geländemodells werden mittels Differenzmodell zwischen ULS1 DTM und ULS2 DTM ermittelt. Basierend auf statistischen Analysen zeigt sich, dass sich das DTM durch den Brand in der Brandfläche um durchschnittlich 0,13 m reduziert hat. Außerhalb der Brandfläche liegt der Höhenunterschied der DTMs im Mittel bei 0,0 m (siehe *Abbildung 17*).

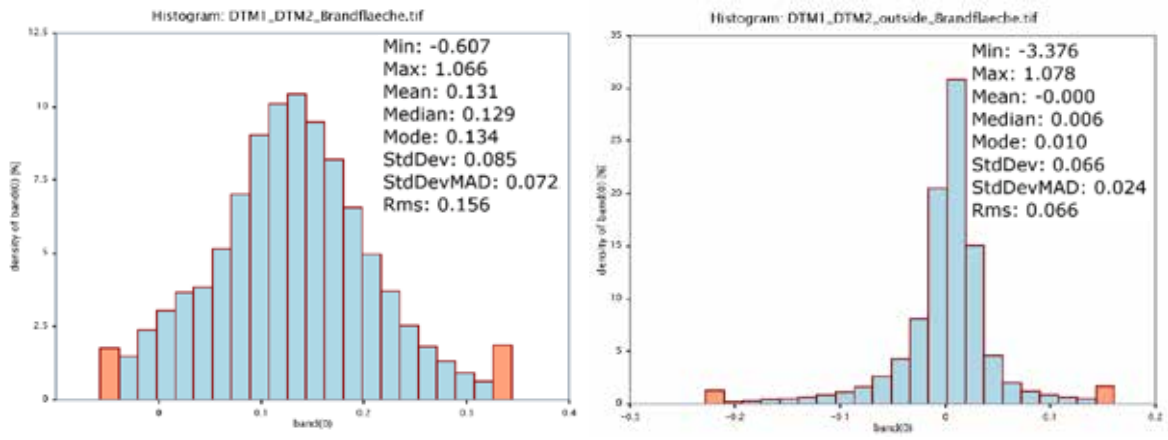



*Abbildung 17: Histogramme der DTM Differenzen (ULS1 DTM – ULS2 DTM) für die Branfläche (links) und außerhalb der Brandfläche (rechts).*

Die Differenzkarte für das gesamte AOI ist in Abbildung 18 dargestellt und zeigt deutlich die Reduktion des DTMs durch den Brand.

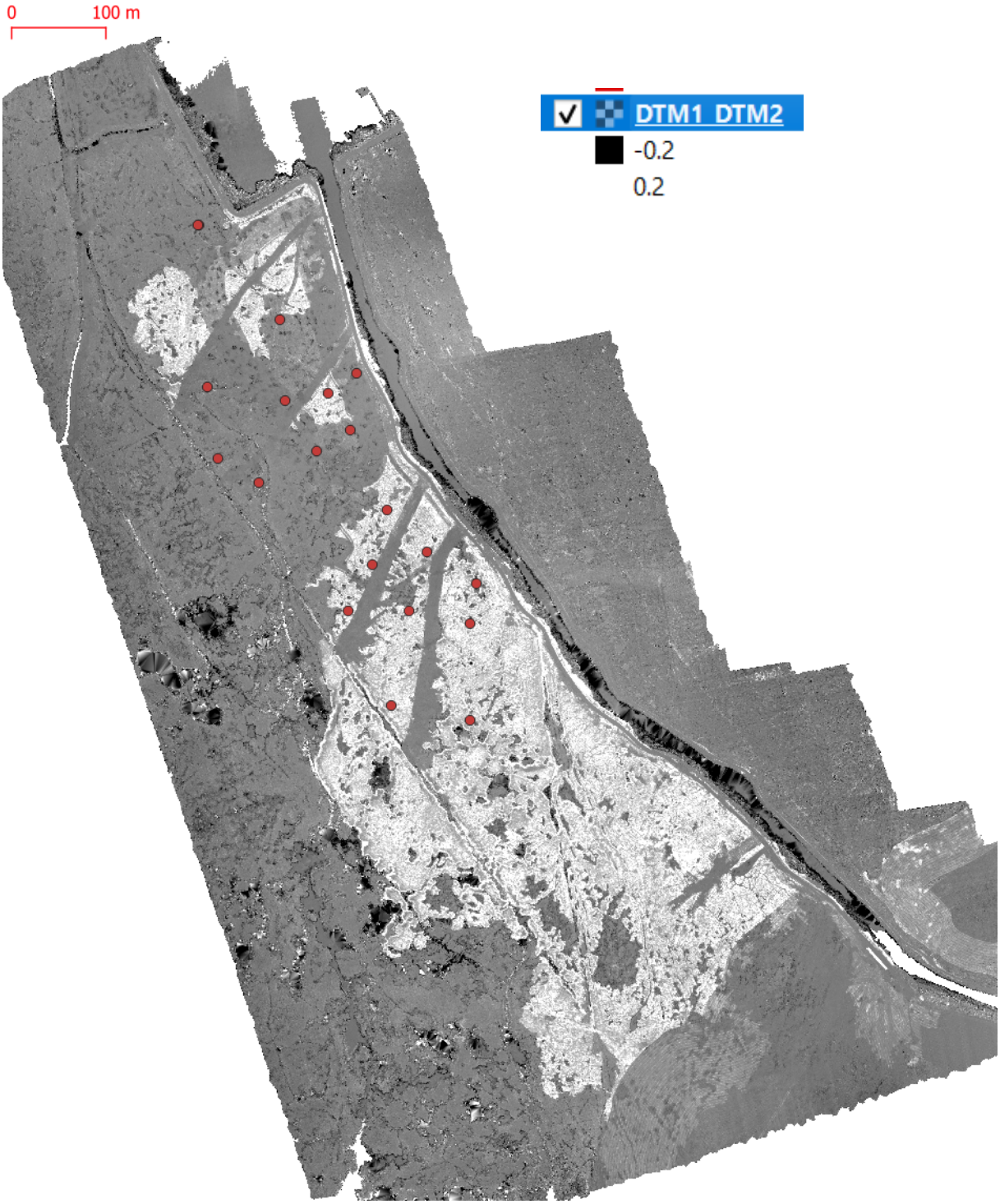



*Abbildung 18: DTM Differenzen (ULS1 DTM – ULS2 DTM) für das gesamte Untersuchungsgebiet. Die roten Kreise markieren die Lage der Probeflächen.*

## Zusammenfassung

Die beiden ULS Befliegungen sowie die RGB Befliegung vor dem Brand konnten erfolgreich durchgeführt werden. Die generierten Punktwolken der ULS Befliegung weisen eine sehr hohe Genauigkeit auf. Dies zeigt sich z.B. im Bereich von Wegen wo die Abweichung der beiden DTMs im Bereich von ± 1 cm liegen. Neben den DTMs wurden auch DSMs berechnet und in weiterer Folge die normalisierten DSM, welche die Schilfhöhe wiedergeben.

Aus der Differenz der beiden DSM konnte die Brandfläche sehr gut ermittelt werden. Für das Untersuchungsgebiet liegt diese bei 15,57 ha.

Die Abschätzung der Trockenbiomasse des stehenden Schilfs erfolgte anhand des ULS1 nDSMs. Für die Kalibrierung der Trockenbiomassefunktion wurden die Referenzdaten von den 20 aufgenommenen Probeflächen herangezogen. Als erschwerend hat sich dabei die geringe Lagegenauigkeit der der aufgenommenen Probeflächen erwiesen. Für die gesamte Brandfläche ergibt sich eine Trockenbiomasse des stehenden Schilfs von ca. 112 Tonnen.

Die Abschätzung der restlichen Trockenbiomasse Kompartimente war nicht erfolgreich. Die Gründe liegen in erster Linie in der geringen Lageungenauigkeit der Probeflächen. Hierfür bedarf es noch weiterer Untersuchungen zur Minimierung der Lageungenauigkeiten der Probeflächen, welche im Rahmen dieses Projekts aus budgetären Gründen nicht durchgeführt werden konnten. Hierzu wird auf der TU gerade eine Masterarbeit verfasst. Die Ergebnisse werden mit Jahresende erwartet.

Der Vergleich der ULS Daten mit den Image Matching Daten der RGB Bilder hat gezeigt, dass es abhängig von der Schilfstruktur zu erheblichen Unterschieden kommt, was eine Verwendung der Daten zur Abschätzung der Schilfbiomasse erschwert.

Der Vergleich mit den landesweiten ALS Daten wurde nicht durchgeführt, weil uns die aktuellen ALS Daten nicht vorliegen. Die uns derzeit vorliegenden ALS Daten sind aus dem Jahr 2010.

## Verwendete Software

Die Prozessierung der ALS Daten erfolgte mit der Software OPALS (Pfeifer et al., 2014). Die Darstellung der Ergebnisse erfolgte in QGIS 3.22[1]. Die Kalibrierung der Regressionsmodelle erfolgte in MS Excel. Das Image Matching mittels Pix4D.

[1] https://qgis.org/de/docs/index.html

## Generierte Datensätze

Die generierten Datensätze liegen in EPSG:25833 vor. Folgende Datensätze wurden geliefert und stehen unter https://cloud.geo.tuwien.ac.at/s/G8GYkZAR3c3zx4p zum Download zur Verfügung.

DTMs

| | |
|---|---|
| DTM ULS1, res. 0,1 m: | ULS_1_DTM_010.tif |
| DTM ULS1, res. 0,25 m: | ULS_1_DTM_025.tif |
| Beleuchtungsbild DTM ULS1, res. 0,25 m: | ULS_1_DTM_025_shd.tif |
| DTM ULS1, res. 0,5 m: | ULS_1_DTM_050.tif |
| DTM ULS2, res. 0,10 m: | ULS_2_DTM_010.tif |
| DTM ULS2, res. 0,25 m: | ULS_2_DTM_025.tif |
| Beleuchtungsbild DTM ULS2, res. 0,25 m: | ULS_2_DTM_025_shd.tif |
| DTM ULS2, res. 0,50 m: | ULS_2_DTM_050.tif |

DSMs

| | |
|---|---|
| DSM ULS1, res. 0,1 m: | ULS_1_DSM_010.tif |
| DSM ULS1, res. 0,25 m: | ULS_1_DSM_025.tif |
| DSM ULS1 des Bruchschilfs, res. 1 m: | ULS_1_DSM_1_BS_q90.tif |
| DSMq95 ULS1, res. 1 m: | ULS_1_DSM_1_q95.tif |
| DSM ULS2, res. 0,1 m: | ULS_2_DSM_010.tif |
| DSM ULS2, res. 0,25 m: | ULS_2_DSM_025.tif |
| DSMq95 ULS2, res. 1 m: | ULS_2_DSM_1_q95.tif |
| DSM Image Matching Daten, res. 1m: | IM_imagescale1_DSM_1_q95.tif |

nDSMs

Normalisiertes Oberflächenmodell ULS1, res. 0,1 m: ULS_1_nDSM_010.tif

Normalisiertes Oberflächenmodell ULS1, res. 0,25 m: ULS_1_nDSM_025.tif

Normalisiertes Oberflächenmodell (q95) ULS1, res. 1 m: ULS_1_nDSM_1_q95.tif

Normalisiertes Oberflächenmodell ULS1, Bruchschilf, res. 1 m: ULS_1_nDSM_BS_1.tif

Normalisiertes Oberflächenmodell ULS1, res. 0,10 m: ULS_2_nDSM_010.tif

Normalisiertes Oberflächenmodell ULS2, res. 0,25 m: ULS_2_nDSM_025.tif

Differenzenmodelle

Differenz zwischen ULS1 DSMq95 – ULS2 DSMq95, res. 1m: DSM01_DSM02_1_q95.tif

Differenz zwischen ULS1 DTM – ULS2 DTM, res. 1m: DTM1_DTM2.tif

Differenz zwischen ULS1 DSMq95 – IM DSMq95, res. 1m: ULS1DSMq95_IMDSMq95.tif

Differenz ULS1 DTM – Wasseroberfläche, res. 0,25 m: ULS_1_DTM_DWOM_025.tif

Brandfläche

Detektierte Brandflächen, res. 1m: Brandflaechen_AOI.tif

Trockenbiomasse

Trockenbiomasse des stehenden Schilfs, res. 1m [g/m²]: Trockenbiomasse_stehend_AOI.tif

Die Punktewolken der beiden Befliegungen und des IM stehen als *.laz Files zur Verfügung.

## Literaturverzeichnis

Hollaus, M., Mandlburger, G., Pfeifer, N. and Mücke, W., 2010. Land cover dependent derivation of digital surface models from airborne laser scanning data, ISPRS Commission III Symposium PCV 2010 -- Photogrammetric Computer Vision and Image Analysis, Paris, pp. 221-226.

Pfeifer, N., Mandlburger, G., Otepka, J. and Karel, W., 2014: OPALS - A framework for Airborne Laser Scanning data analysis. Computers, Environment and Urban Systems 45, 125-136. https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2013.11.002

# AUSBREITUNGSRECHNUNG SCHILFBRAND JOIS IM RAHMEN DES PILOTPROJEKTS BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL (BRAMASCHI)

Dispersion simulation reed fire at Jois in the frame of the pilot project fire management (BraMaSchi)

Autor:innen: Kathrin Baumann-Stanzer, Alexander Hieden, Sirma Stenzel, Clemens Biermair-Mad

Kontakt:
Kathrin Baumann-Stanzer
GeoSphere Austria
Umweltmeteorologie
kathrin.baumann-stanzer@geosphere.at

## Kurzfassung

Im gegenständlichen Projekt wurde gezeigt, wie die Ausbreitung der Rauchwolken eines Schilfbrandes in der Luft simuliert und die Auswirkungen auf die Luftgüte berechnet werden können. Während des kontrollierten Abbrennens von Schilf bei Jois am 13.Jänner 2024 wurden die Rauchwolken am Vormittag mit mäßigem Nordwestwind über den nördlichen Teil des Neusiedlersees verfrachtet, am Nachmittag bei sehr windschwachen Verhältnissen teilweise auch in den Nahbereich nordöstlich des Brandgeschehens. Die Luftgütestation in Weiden am See sowie die temporäre Luftgütestation beim Yachthafen Jois wurden aufgrund der Windverhältnisse nicht unmittelbar von den Rauchwolken beaufschlagt. Wie lokale Ausbreitungsrechnungen mit dem Modell LASAT auf Grundlage von Emissionsabschätzungen des Umweltbundesamtes belegen, lagen die brandbedingten Luftschadstoffkonzentrationen außerhalb des unmittelbaren Nahbereichs des Schilfbrands für Feinstaub, Stickstoffdioxid, Schwefeldioxid und Kohlenmonoxid deutlich unter den geltenden Kurzfristgrenzwerten nach Immissionsschutzgesetz Luft. Neben der Analyse vergangener Schilfbrandereignisse und der Unterstützung der Raumplanung hinsichtlich der Bestimmung von Schutzabständen kann das Ausbreitungsmodell basierend auf Wettervorhersagedaten bei der konkreten Planung eines zukünftigen Brandmanagements (Lage, Größe der Brandfläche) eingesetzt werden, um Entscheidungsgrundlagen in Hinblick auf die Absicherung der lokalen Luftgüte zu schaffen.

## Abstract

In this project, simulations of the spread of smoke from a reed fire and the resulting effects on the air quality were presented. During the controlled burning of reed near Jois on January 13, 2024, moderate northwesterly winds in the morning dispersed the clouds of smoke across the northern part of Lake Neusiedl. In the afternoon, parts of the smoke also reached the nearby area northeast of the fire under very low-wind conditions. Both, the air quality measuring station located in Weiden am See as well as the temporary air quality measurements near the Jois marina were not directly affected by the smoke due to the wind conditions. Local-scale dispersion calculations with the model LASAT, based on emission estimations conducted by the Federal Environment Agency, indicate that the fire-related air pollutant concentrations, outside from the reed fire area, were below the short-term threshold limit values for particulate matter, Nitrogen dioxides, Sulphur dioxide and Carbon monoxide defined in the Air Pollution Control Act these values. The dispersion model can be applied analyzing past reed fire events and supporting regional planning with regard to determining protective distances (location, size of the fire area). Based on weather forecast data, dispersion modelling creates a basis for the specific planning of future fire management (location, size of the fire area) in order to provide a basis for decision-making with regard to ensure the local air quality.

## Einleitung / Forschungsfrage / Forschungsziel

Rauchwolken, die bei Wildfeuern freigesetzt werden, können weitreichende Auswirkungen auf die Gesundheit und Umwelt haben, von lokalen Sichtbehinderungen und Verkehrsgefahren bis hin zu regionalen Luftqualitätsproblemen und Klimaeffekten. Die Vorhersage der Rauchauswirkungen erfordert komplexe Modelle, um die Freisetzung am Brandherd, den Rauchaufstieg, den Transport und Durchmischung mit Umgebungsluft sowie chemische Transformationen zu simulieren. Hierfür sind diverse Modellansätze, einfachere Ansätze (Box- und Gaußmodelle) oder komplexere Verfahren (Lagrange- und Euler-Gittermodelle) für die Simulation von Wald- oder Buschbränden in Verwendung (Goodrick et al., 2013).
Im Rahmen des Brandmanagements soll eine realitätsnahe Ausbreitungsrechnung als Entscheidungsgrundlage für die Berücksichtigung der Auswirkungen auf die Luftgüte und zur Gewährleistung der Einhaltung der geltenden Grenzwerte dienen. Darüber hinaus bieten Ausbreitungsrechnungen die Möglichkeit, die maximal zu erwartenden Auswirkungen durch Luftschadstoffe infolge (geplanter oder ungeplanter) Schilfbrandereignisse in einem Untersuchungsgebiet zu ermitteln.

In diesem Zusammenhang werden im gegenständlichen Projektbericht die folgenden Fragen behandelt:

- Welche Ansätze und Datengrundlagen sind geeignet, um die Luftschadstofffreisetzungen im Zuge eines Schilfbrandereignisses zu modellieren?
- Welche meteorologischen Eingangsdaten sind für Prognoserechnungen im Einsatzfall (Störfallmodellierung für Zwecke der Einsatzplanung oder Übungsvorbereitung) am besten geeignet?
- Ist der optimierte Modellansatz für Schilfbrand geeignet, um Schutzabstände für die Raumplanung zu berechnen?

## Ausgangssituation und Wissenstand

Fons (1946) war der Erste, der die Ausbreitung eines Feuers mit Hilfe eines mathematischen Modells beschrieb. Er konzentrierte sich bei seiner Untersuchung auf die Entwicklung einer Feuerfront, bei welcher Brennstoffe und ausreichend Sauerstoff zur Verfügung stehen, um den Verbrennungsprozess aufrecht zu erhalten. Er beschrieb die Ausbreitung des Brandes durch eine Reihe von aufeinanderfolgenden Entzündungen und folgerte, dass die Ausbreitung des Feuers nur von der Entzündungszeit und dem Abstand zwischen den Brennelementen abhängt.
Finney et al. (2011) beschäftigt sich mit der Frage: "Wie breitet sich Feuer in trockenem Gras aus und warum breitet es sich schneller aus, wenn Wind weht?" Die Autoren schlossen, dass

die dreidimensionale Struktur der Flammenfront durch Spitzen und Unterbrechungen gekennzeichnet ist, die der Windströmung ermöglichen die Feuerfront zu durchqueren. Dies beeinflusst bei höherem Wind die Branddynamik und verstärkt die Wechselwirkung zwischen Feuer und Atmosphäre. Das Verhalten von Bränden, die sich rein durch Strahlungswärmeübertragung fortpflanzen sei damit schwieriger vorherzusagen als jenes von Bränden, in welchen konvektive Wärmeübertragung stattfindet (windgetriebene Brände).

Goodrick et al. (2013) geben einen Überblick über Rauchmodelle, die operationell verwendet werden sowie Verfahren, die signifikante Fortschritte in der Rauchmodellierung darstellen. Die Autoren halten fest, dass erhebliche Wissenslücken bestehen, insbesondere hinsichtlich der Rauchsäulenstruktur. Die Entwicklung stark auftriebsbedingter Rauchsäulen ist in den meisten Modellen unzureichend beschrieben.

Auch die zeitlich und räumlich variierende Verteilung der Wärmeabgabe des Brandes und ihre Auswirkung auf die Rauchsäulenentwicklung wird in den meisten Modellen weitgehend vernachlässigt. Die meisten Feuermodelle behandeln das Feuer als eine einzige große konvektive Säule, während Wildfeuer in Wirklichkeit oft aus zahlreichen gleichzeitig brennenden Feuern bestehen. Dies kann zu einer deutlichen Unterschätzung der Konzentrationen führen. Diverse Fallstudien belegen laut Lankin et al. (2009), dass die Behandlung eines Feuers in Form von mehreren Feuerkernen beziehungsweise Rauchsäulen eine deutlich bessere Übereinstimmung zwischen Modellergebnis und Beobachtungen ergibt. Die Rauchsäulenhöhe ist abhängig von der Größe des Brandes, dem Wärmeaustausch innerhalb des Brandgeschehens und den atmosphärischen Umgebungsbedingungen (Mallia et al., 2018). Kleinere Wildfeuer reichen in Höhen von einigen hundert Meter und verbleiben damit innerhalb der atmosphärischen Grenzschicht. In Abhängigkeit von der thermischen Schichtung innerhalb der Grenzschicht und den Windverhältnissen bleibt die Rauchwolke in diesen Fällen auf den Nahbereich des Brandes beschränkt und wird (bei neutralen bis labilen Verhältnissen) rasch mit Umgebungsluft verdünnt. Die Lebensdauer der Feinstaubpartikel aus Brandwolken kleiner Wildfeuer ist innerhalb der atmosphärischen Grenzschicht infolge von Deposition geringer als jene in Brandwolken, die in die freie Troposphäre darüber gelangen.

Laut Filkov, A. I, (2023), können die Untersuchungen der Flammendynamik und der konvektiven Wärme bei Waldbränden in vier Themenbereiche unterteilt werden: 1) Labor Untersuchungen 2) groß angelegte Feldexperimente, 3) analytische und numerische Studien und 4) Untersuchungen nach einem Brandfall. Temperatur, Höhe und Residenzzeit gehören zu den Parametern, die üblicherweise untersucht werden, um das Feuer zu charakterisieren. Manchmal werden auch Parameter wie der Wärmestrom und die umgebende Luftströmung eines Feuers untersucht, wenn man den konvektiven Teil der Wärmeübertragung betrachtet.

Wie in Abb. 1 schematisch dargestellt, sind für die Berechnung der Auswirkungen eines Brandes auf die Luftschadstoffe verschiedene Komponenten erforderlich: ein Teil umfasst die bereits erläuterten Brandmodelle, die es ermöglichen, aus Angaben über das Brandereignis die Freisetzungsmengen an Wärme und Luftschadstoffen in die Atmosphäre abzuschätzen. Wie bereits erwähnt, ist der Verbrennungsprozess von den Umgebungsbedingungen abhängig, weshalb diese Brandmodelle auch Angaben über Wind, Lufttemperatur und Luftfeuchte berücksichtigen sollten. Eine weitere Komponente stellt die Simulation der Ausbreitung der freigesetzten Luftbeimengungen in der Atmosphäre dar. Atmosphärische Ausbreitungsmodelle simulieren den Transport mit dem Wind und die Verdünnung infolge turbulenter Durchmischung mit Umgebungsluft. Während die Ermittlung der Emissionen mithilfe von Brandmodellen noch, wie erläutert, mit großen Unsicherheiten behaftet sind, ist die atmosphärische Ausbreitungsrechnung zur Simulation kleinräumiger, regionaler oder auch großräumiger Verfrachtungen mit entsprechenden Modellansätzen weitgehend etabliert.
Das in den USA Feuermodellsystem BlueSky ist ein Beispiel für ein Entscheidungshilfesystem, das Ansätze zur Verarbeitung von Wettervorhersagedaten und Feuerinformationen sowie zur Vorhersage der brandbedingten Auswirkungen umfasst. Laut Lankin et al. (2009) ermöglicht dieses Modellsystem, die Auswirkungen von Feuern auf die Luftqualität zu prognostizieren und Maßnahmen zur Reduzierung von Rauchexposition zu planen.

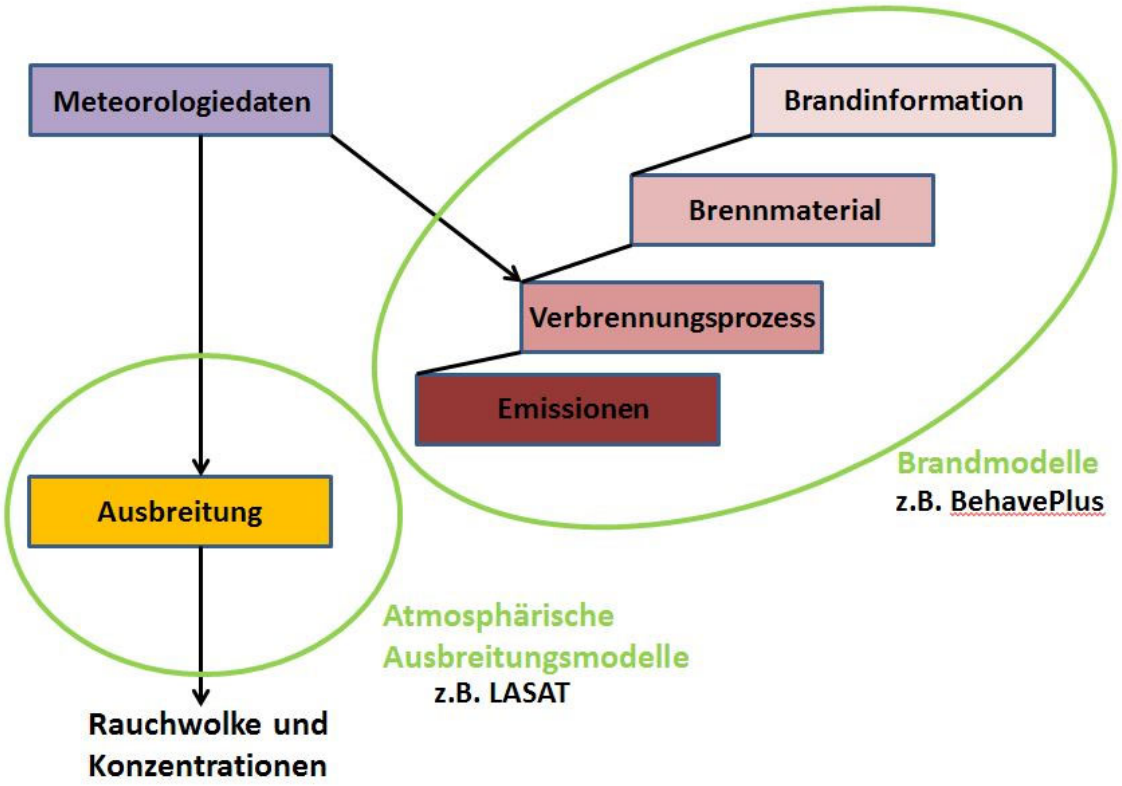



*Abb. 1 Schematische Übersicht der Modellschritte in der Modellierung eines Brandereignisses (adaptiert nach Larkin et al., 2009)*

In der Arbeit von Hanwen et al. (2023) wurde eine Reihe von Brandexperimenten durchgeführt, um die Auswirkung der Windgeschwindigkeit auf das Verhalten von den Bränden über einem Kiefernnadelbett bei verschiedenen Windgeschwindigkeiten und Brennstofflasten zu untersuchen. Es wurden Flammenlänge, Flammenwinkel, Flammenausbreitungsrate und Wärmestrom (Abb. 2) analysiert.

Die wichtigsten Schlussfolgerungen waren:

(1) Bei Windstille oder geringer Windgeschwindigkeit neigt sich die Flamme in Richtung des verbrannten Brennstoffs, und die Feuerlinie weist eine lineare Form auf, während sich die Flamme mit zunehmender Windgeschwindigkeit allmählich in Richtung des nicht verbrannten Brennstoffs verschiebt und die Feuerlinie gekrümmt ist.

(2) Der Flammenwinkel nimmt mit zunehmender Windgeschwindigkeit ab und ist unempfindlich gegenüber der Brennstofflast, während Flammenlänge, Wärmeübertragung und Brandausbreitungsrate mit zunehmender Windgeschwindigkeit und Brennstofflast zunehmen.

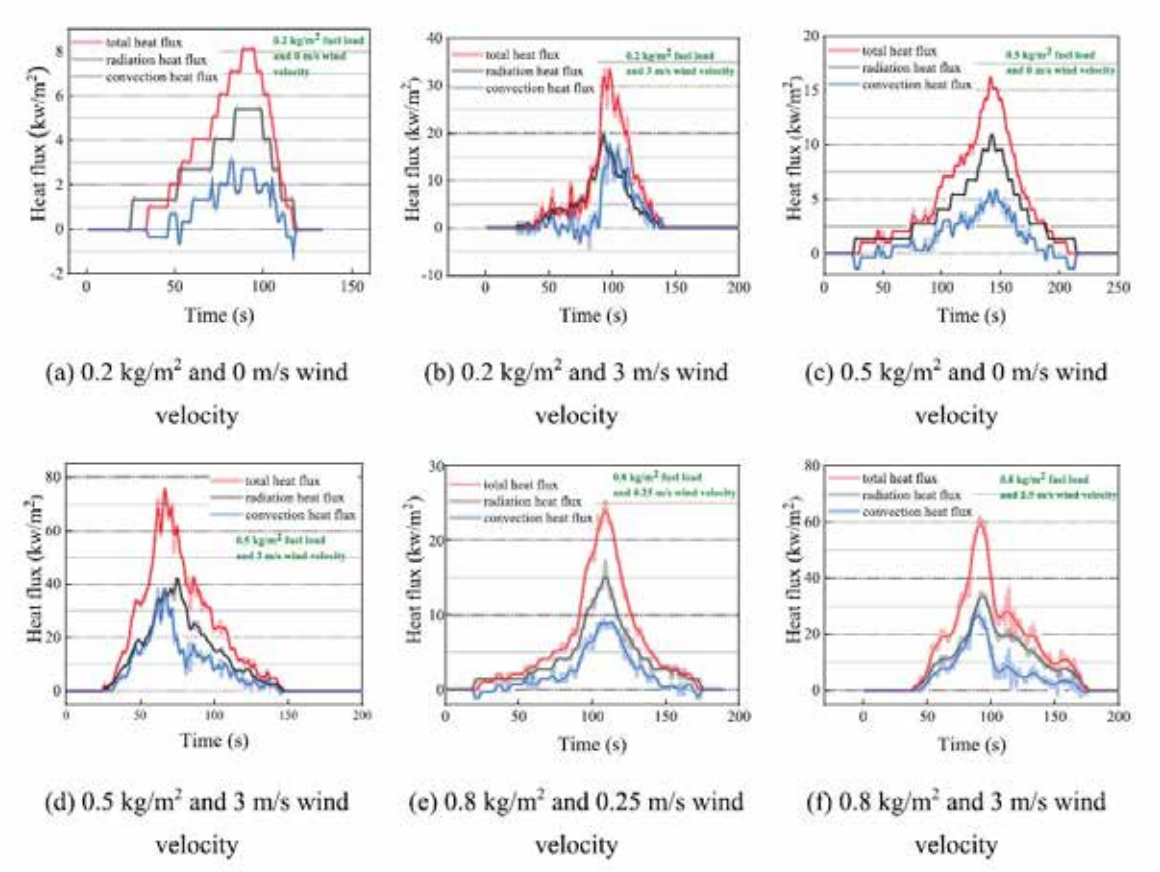



*Abb. 2 Wärmestrom in Abhängigkeit von Brennstofflast und Windgeschwindigkeit (Hanwen et al. 2023)*

Auch Morvan (2014) untersucht die Bedeutung der Brandintensität und der Windgeschwindigkeit auf die Ausbreitung und das Verhalten von Flächenbränden auf offenem

Feld. Die Studie konzentriert sich auf zwei Faktoren, die zur Unsicherheit bei der Ausbreitungsrechnung führen können: die Erste ergibt sich aus dem Ausbreitungsregime (windgetrieben oder durch Brandlast dominiert), die das Verhalten der Flammenfront und folglich die Brandintensität stark beeinflussen kann; die zweite resultiert aus Windböen, die in der Windströmung unter realen Bedingungen vorhanden sind, in der Simulation aber nur teilweise widergegeben werden können. Die Studie stützt sich auf numerische Simulationen und auf eine Spektralanalyse der zeitlichen Entwicklung der Intensität der Feuerlinie. Die Berechnungen wurden zweidimensional für eine homogene Vegetationsschicht (Grasland) durchgeführt und für verschiedene Windbedingungen. Die Ergebnisse in Abb. 3 verdeutlichen den Zusammenhang zwischen dem Flammenfrontverhalten und dem Ausbreitungsregime: im windschwachen Fall steigt die Flamme und Rauchwolke auf, mit zunehmender Windgeschwindigkeit nimmt die Höhe der Rauchsäule ab und ist windabwärts geneigt, während in Bodennähe auf der windzugewandten Seite eine Vergrößerung der Brandlinie zu erkennen ist.

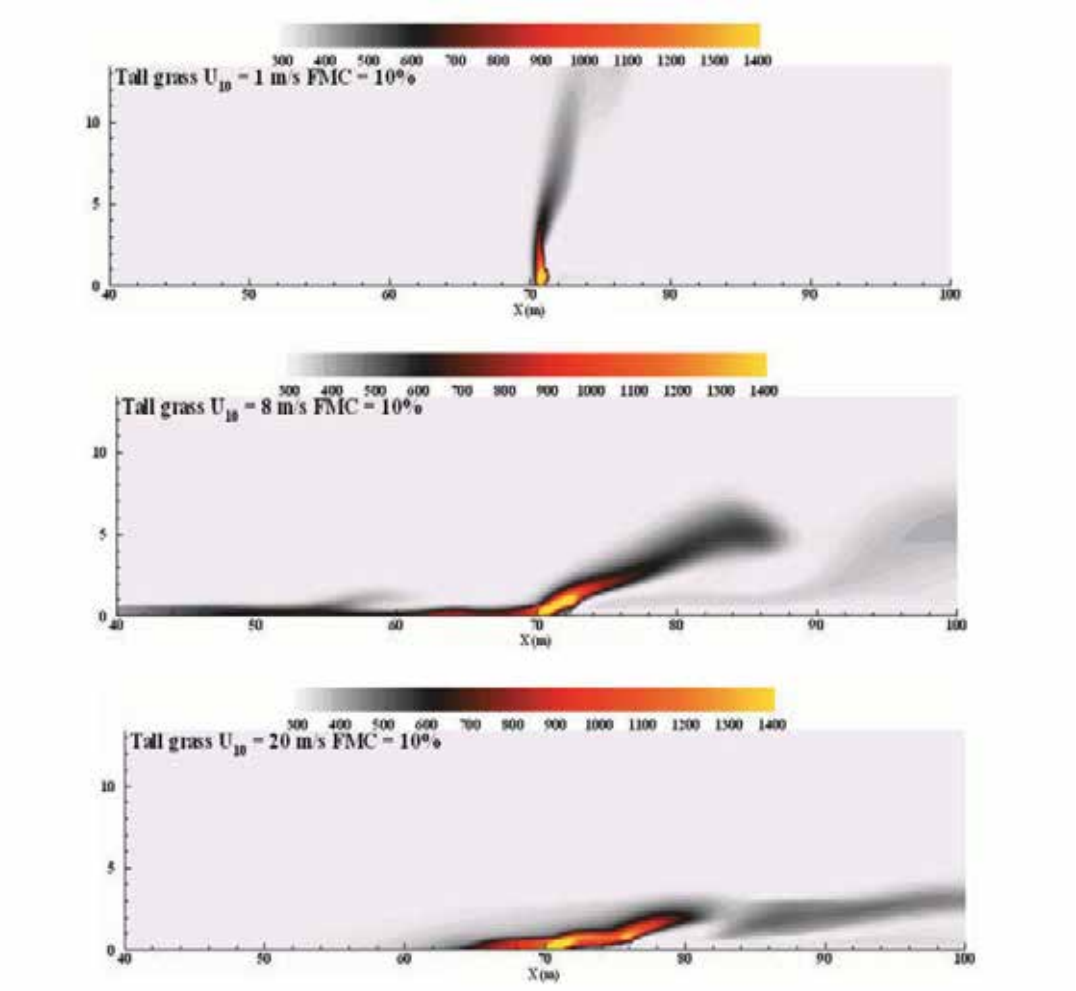



*Abb. 3 Modellierte Temperatur während der Ausbreitung des Feuers für 1 m/s (oben), 8 m/s (Mitte) und 20 m/s (unten) Windgeschwindigkeiten in 10 m über Grund (Morvan, 2014).*

Die Verlagerung mit dem Wind und der Auftrieb aufgrund des Temperatur- beziehungsweise Dichteunterschieds zwischen der Rauchsäule und der Umgebungsluft beeinflussen die Form der Rauchfahne. Die horizontale Verlagerung der Rauchfahne nimmt mit der Windgeschwindigkeit zu. Noch nicht brennende Vegetation ist demnach umso mehr betroffen, je höher die Windgeschwindigkeit beziehungsweise je geringer der Auftrieb der Rauchfahne ist. Beer (1991) betont darüber hinaus, dass auch Windfluktuationen zur Entwicklung von Bränden beitragen.

Der Wind, der ein Feuer antreibt, kann sich jederzeit ändern. Eine Drehung der Windrichtung um 90° kann das Feuer so drehen, dass die Flanke zur Spitze wird. Dies führt zu einer neuen Feuerfront, die viel größer und schwerer zu kontrollieren ist, als das ursprüngliche schmale Feuer. Dieser Effekt ist in Abb. 4 skizziert.




*Abb. 4 Wechsel der Flammenfront bei Winddrehung um 90° (nach Ghodrat, 2021)*

Im Folgenden werden einige ausgewählte Modellsysteme beschrieben.

Für die Simulation wurde der **FireFOAM** Solver, ein in stationärer Solver für die Branddynamik, der die Large Eddy Simulation (LES) nutzt und von der OpenFOAM-Plattform abgeleitet ist. Ghodrat et al. (2021) führten numerische Simulationen durch um die Auswirkungen der Brandintensität und des Geländes auf eine vereinfachte Struktur zu untersuchen. Dieser Solver wurde speziell für die Simulation der Branddynamik bei großflächigen Bränden entwickelt. Die Simulationen zeigen, dass die Anwesenheit eines Gebäudes das Wachstum und die Bildung von Auftriebsinstabilitäten, die sich direkt auf das Verhalten der Feuerpflaume auswirken. Mit zunehmendem Steigungswinkel des Geländes und zunehmender Feuerintensität, steigt die Temperatur des Bodens in der Nähe und an der Oberfläche des

Gebäudes an. Die Auswirkungen des Brandes auf die Umgebung wurden anhand der Temperaturverteilung bewertet.

Der testweise Einsatz von OpenFOAM für Windfeldsimlationen im urbanen Raum durch die GeoSphere Austria haben gezeigt, dass das Modell einen hohen Aufwand bei der Konfiguration des Modelllaufs hinsichtlich der Vorbereitung von 3D Gelände- und Gebäudedaten erfordert und verglichen mit anderen Strömungs- und Ausbreitungsmodellen sehr rechenintensiv ist.

Das System **FlamMap** (https://www.firelab.org/project/flammap) enthält mehrere Module und unter anderem das Tool FlamMap BASIC. Mit dem Tool kann die räumliche Entwicklung des potenziellen Brandverhaltens bei konstanter Wetterverhältnisse und Brennstofffeuchte auf eine zweidimensionale Karte dargestellt werden.

Das Modul Farsite (Finney, 2014) in FlamMap, bietet die Möglichkeit, die Brandausbreitung für unterschiedliche Wetterszenarien zu simulieren.

Linn et al. (2002) zeigen, dass das **HIGRAD-System /FIRETEC** (für die Simulation der Wechselbeziehung zwischen einem Brand und der atmosphärischen Strömung eingesetzt werden kann. HIGRAD-System /FIRETEC (https://www.frames.gov/catalog/14623) ist ein physikalisch basiertes CFD-Modell, das die sich verändernde Wechselbeziehung zwischen dem Feuer und seiner Umgebung simulieren kann. Dies geschieht durch die Darstellung der gekoppelten Interaktion zwischen Feuer, Brennstoffen, Atmosphäre und Topografie auf einer Landschaftsebene (Auflösung 100 oder 1000 Meter). HIGRAD kann die Luftströmung und ihre Anpassungen an das Gelände, verschiedene Arten von Brennstoffen (Vegetation) und das Feuer selbst darstellen. FIRETEC kombiniert physikalische Modelle, die Verbrennung, Wärmeübertragung, Luftwiderstand und Turbulenzen simulieren. FIRETEC beansprucht die enormen Rechenressourcen des Los Alamos National Laboratory, so dass es derzeit nur für Forschungszwecke eingesetzt wird.

**BehavePlus** umfasst mathematische Modelle zur Beschreibung von Waldbränden und der Brandumgebung. Es handelt sich um ein flexibles System, das Tabellen, Grafiken und einfache Diagramme erstellt. Es kann für alle Anwendungen im Bereich des Brandmanagements eingesetzt werden, bei denen es um die Modellierung des Brandverhaltens und der Brandauswirkungen geht, z. B. für die Prognose der Ausbreitung eines Brandes, die Planung von Bränden, die Bewertung der Brandgefahr und die Ausbildung von Feuerwehkräfte (Andrews 2009). Die erfolgreiche Anwendung des Systems hängt von den Entscheidungen des Benutzers ab. Voraussetzung ist ein gutes Verständnis grundsätzlich über das Brandverhalten und die Grundlagen der Brandmodellierung bzw. damit verbundenen Annahmen und Einschränkungen sowie den Einfluss der verschiedenen Eingabevariablen auf die berechneten Werte.

Ein wesentlicher Bestandteil des Modells ist ein Brennstoffmodell, das eine Reihe von numerischen Werten enthält, die den Brennstoffinput beschreiben und von dem mathematischen Modell von Rothermel (1972) zur Vorhersage der Brandausbreitung an der Oberfläche benötigt werden.

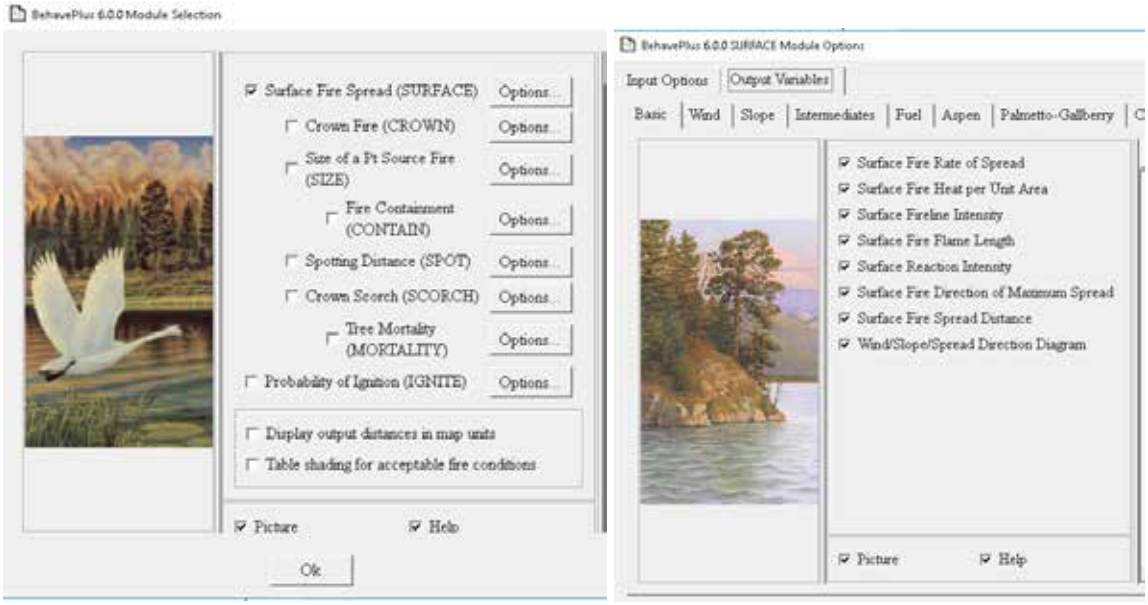



*Abb. 5 Auswahl der Module in BehavePlus (links) und Ergebnisauswahl des Moduls SURFACE (rechts)*

Die Arbeit von Rothermel (1972) dient nach wie vor als Grundlage für die meisten Brandmodelle. Das mathematische Modell liefert quantitative Werte für die Ausbreitung und die Intensität des Feuers, anhand von Angaben hinsichtlich des Brennstoffs und der Umgebungsbedingungen. Variablen wie Brennstofffeuchte, Brennstoffgewicht, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchtigkeit, Hangneigung und Sonneneinstrahlung wurden als wichtige Einflussfaktoren für die Modellergebnisse identifiziert.

Anderson (1982) klassifiziert in seinem „Brennstoffmodell 3“ den Brennstofftyp „Gras“ und beschreibt diesen wie folgt: Brände mit diesem Brennstoff sind die intensivsten der Grasgruppe und weisen unter Einfluss des Windes hohe Ausbreitungsgeschwindigkeiten auf. Der Wind kann das Feuer in die oberen Höhen des Grases und über stehendes Wasser treiben. Die Gräser sind hoch, im Durchschnitt etwa 1 m, aber es können erhebliche Schwankungen auftreten. Ungefähr ein Drittel oder mehr des Bestandes gelten als abgestorben und halten das Feuer aufrecht. Wildes oder kultiviertes Getreide, das nicht geerntet wurde, kann als ähnlich wie hohe Prärie- und Sumpfgräser angesehen werden. Mit BehavePlus und dem genannten Brennstoffmodell wurden testweise Rechnungen für Schilf durchgeführt. Der Abschätzung des Umweltbundesamtes anhand von Literatur folgend wurde angenommen, dass ca. 17 t/ha von dem Brennstoff verbrannt wurden.

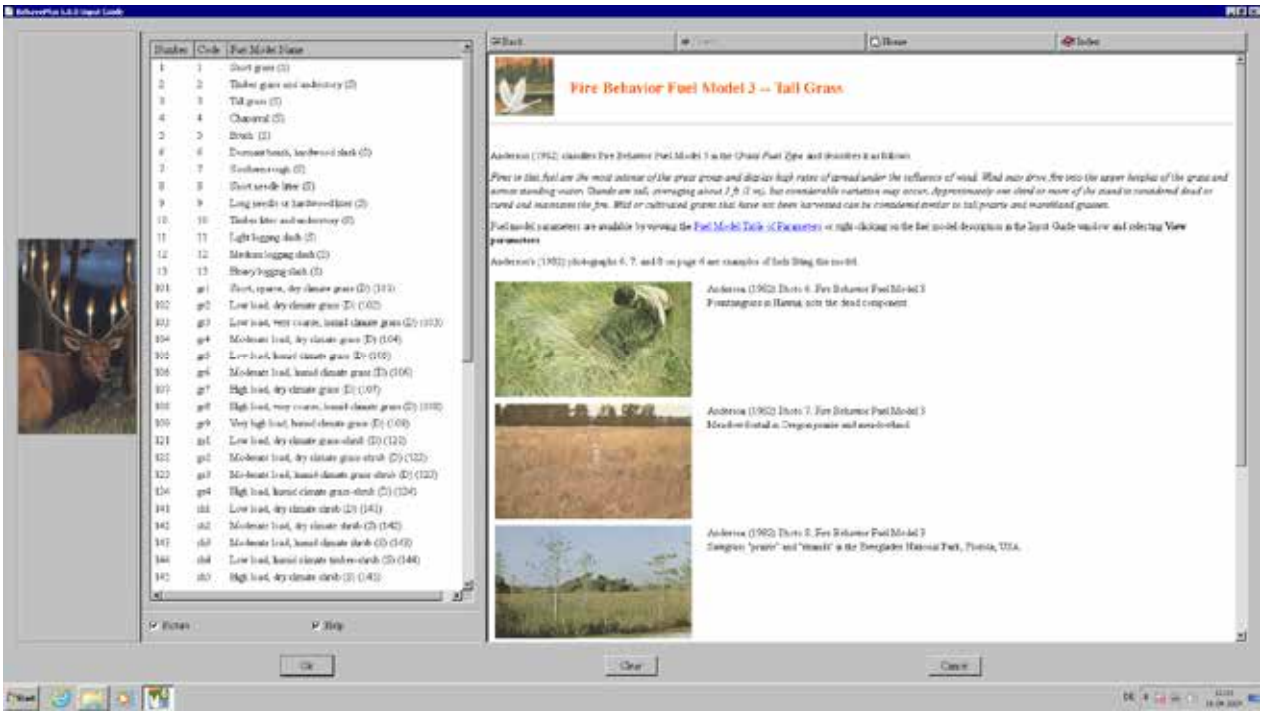



*Abb. 6 BehavePlus Brennstoffmodell Version 3, Beschreibung des Brennstofftyps „Gras“ .*

In dieser beispielhaften Berechnung wurden die Umgebungsbedingungen als trocken angenommen und der Zustand des Schilfs als zu 2/3 der Pflanze ausgehärtet angesetzt (Abb. 7). Die Flammenhöhe wird vom Modell mit etwa 8 m ausgegeben, die Ausbreitungsdistanz des Feuers beträgt in diesem Fall (ohne branddämmende Maßnahmen) 3700 m (Abb. 8).

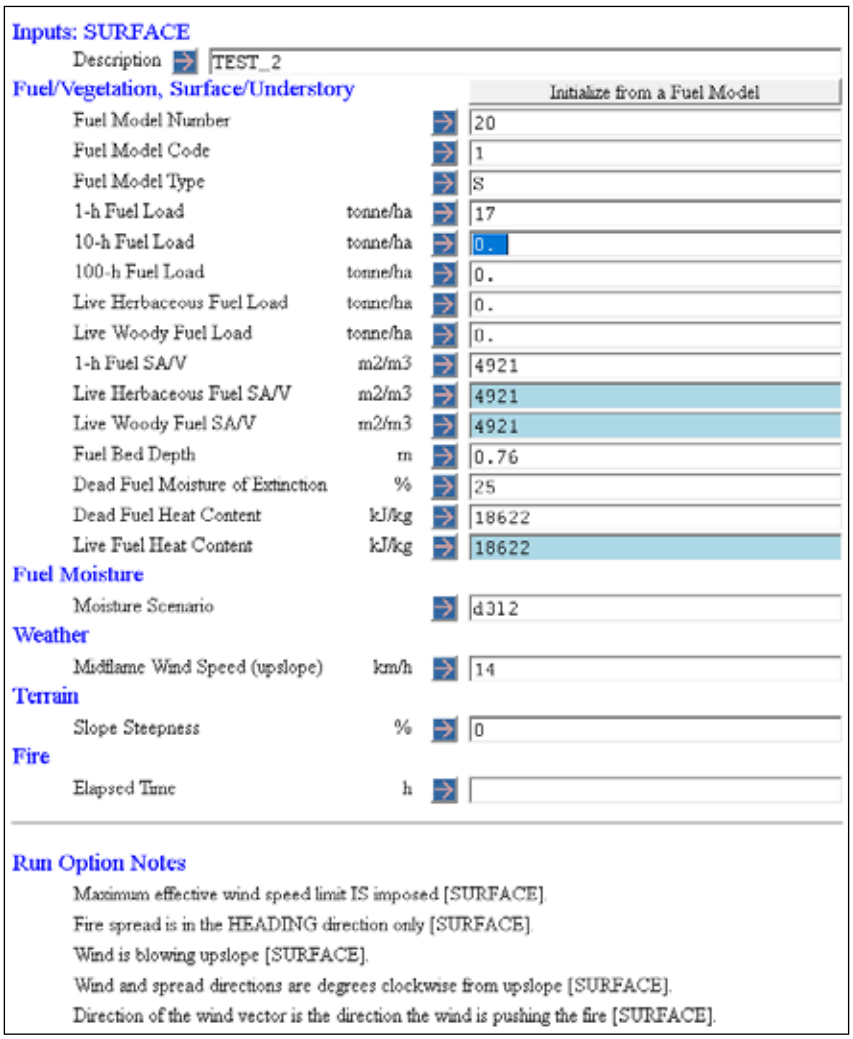



*Abb. 7 Modelleingangsdaten für den Testlauf mit BehavePlus*

| | | |
|---|---|---|
| Surface Fire Rate of Spread | 61.8 | m/min |
| Surface Fire Heat per Unit Area | 24785 | kJ/m2 |
| Surface Fireline Intensity | 25537 | kW/m |
| Surface Fire Flame Length | 8.2 | m |
| Surface Reaction Intensity | 1614 | kW/m2 |
| Surface Fire Dir of Max Spread (from upslope) | 0 | deg |
| Surface Fire Spread Distance | 3709.2 | m |

*Abb. 8 Modellergebnis für den Testlauf mit BehavePlus*

In Andrews 2009 werden diverse Modelle zur Simulation der Brandentwicklung hinsichtlich ihrer Rechenanforderungen, Eingangs- und Ergebnisdaten und Komplexität verglichen.

Wesentlich ist, darauf hinzuweisen, dass alle diese Modelle auf die Simulation der Brandausbreitung spezialisiert sind.

Zur Berechnung der Ausbreitung der Brandwolke und der dadurch verursachten Luftschadstoffkonzentrationen beziehungsweise Depositionswerte sind atmosphärische Ausbreitungsmodelle zu verwenden, die für den entsprechenden räumlichen

Anwendungsbereich (lokal/regional/großräumig) sowie je nach Untersuchungsgebiet eventuell für die Berücksichtigung von komplexem Gelände oder Bebauung geeignet und evaluiert sein müssen.
Im gegenständlichen Fall des Schilfbrandereignisses bei Jois ist eine kleinräumige Ausbreitungsrechnung für ebenes Gelände und ohne Berücksichtigung der Strömungsbeeinflussung durch Bebauung für eine Beurteilung der immissionsseitigen Auswirkungen grundsätzlich ausreichend. Zur Berücksichtigung zeitlich variierender Windverhältnisse, wie sie am Tag des Schilfbrandes vorherrschend waren, sind sogenannte Partikeldiffusionsmodelle gegenüber einfachen Gaußansätzen zu bevorzugen.

## Methodik

Die während der Brandschutzübung erfassten Daten (Angaben der Feuerwehr, eigene Fotodokumentation) wurden ausgewertet, um Lage und Größe der Brandflächen sowie die Höhe der Brandwolken abzuschätzen und als Quellangaben für die Modellrechnung aufzubereiten.
Anhand der Fachliteratur wurde ein Ansatz gewählt, um die Luftschadstofffreisetzungen im Zuge eines Schilfbrandereignisses hinsichtlich der Freisetzung (thermischer Auftrieb) zu modellieren. Zur Abschätzung der Freisetzungsrate ist eine mögliche Vorgangsweise, die Ausbreitungsrechnung mit einer geschätzten Freisetzungsrate (Einheitsemission von 1 g/s je Quellpunkt) durchzuführen und anhand einer geeigneten Immissionsmessung innerhalb des Ausbreitungsgebiets zu skalieren. Dieses Verfahren erfordert eine repräsentative Immissionsmessung idealerweise in einem durch die Freisetzung möglichst hoch betroffenen Bereich.
Die Emissionsbilanzen für Luftschadstoffe, welche vom Umweltbundesamt anhand von Angaben aus der Literatur ermittelt wurden, wurden ebenfalls herangezogen, um Freisetzungsraten für die Ausbreitungsrechnung abzuleiten.

Simulationen der atmosphärischen Ausbreitung der Brandwolken wurden mit dem Partikeldiffusionsmodell LASAT durchgeführt. Lagrange´sche Partikelmodelle wie LASAT (Lagrange Simulation von Aerosol – Transport), Version 3.4 (Janicke Consulting, 2019) simulieren eine Abgasfahne als Wolke kleiner Stoffteilchen (Partikel), wobei jedes Stoffteilchen eine bestimmte Masse eines Schadstoffs repräsentiert. Für jedes Teilchen werden der Transport unter Berücksichtigung der räumlichen und zeitlichen Änderungen der Windverhältnisse und die turbulente Diffusion durch einen Zufallsprozess simuliert (Lagrange – Simulation). LASAT ist konform mit der Richtlinie VDI 3945 Blatt 3 (Partikelmodell) und ist Grundlage des Ausbreitungsmodells AUSTAL 2000 der TA Luft (2002).
LASAT verwendet als Maß für die vertikale Durchmischung (Turbulenz) der bodennahen Atmosphäre die Obukhov-Länge (früher auch als Monin Obukhov Länge bezeichnet). Die

Obukhov Länge entspricht jener Höhe über Grund, in der sich die mechanische Turbulenzproduktion (an Hindernissen) und die thermische Turbulenzdämpfung (durch stabile Schichtung) gerade die Waage halten. Bei stabiler Schichtung ist die Obukhov Länge größer als 0 m (vertikale Durchmischung stark herabgesetzt), bei neutraler Schichtung (die Atmosphäre setzt vertikalen Luftbewegungen keinen Widerstand entgegen) geht sie gegen unendlich. Bei labiler Schichtung (gute vertikale Durchmischung) ist die Obukhov Länge kleiner als 0 m.

Die meteorologischen Eingangsdaten für die Ausbreitungsrechnung werden im Analysefall üblicherweise auf Basis von Messungen meteorologischer Stationen erstellt. Im Fall des Schilfbrandes Jois liegen repräsentative Messungen an der meteorologischen Station der GeoSphere Austria in Neusiedl am See vor (Abb. 9).



*Abb. 9 Meteorologische Station der GeoSphere Austria in Neusiedl am See*

Für die Vorhersage der Ausbreitung einer Brandwolke für Zwecke der Maßnahmenplanung im Rahmen des Brandmanagements können die meteorologischen Daten eines Wettervorhersagemodells herangezogen werden, soweit sie für den betreffenden Standort als repräsentativ angesehen werden.

Für die Brandübung in Jois am 13.1.2024 wird die Eignung der Gitterpunktsdaten aus dem Analyse- und Kurzfristprognosedaten INCA (Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis, Haiden et al., 2011) der GeoSphere Austria gezeigt. INCA beruht auf einer Kombination meteorologischer Felder des mesoskaligen meteorologischen Prognosemodells AROME mit allen verfügbaren meteorologischen Messungen. Unter Berücksichtigung eines Geländemodells werden Analysen und Kurzfristprognosen für Wind, Temperatur, Luftfeuchte,

Bedeckungsgrad, Niederschlag und abgeleitete meteorologische Größen mit einer räumlichen Auflösung von 1 km berechnet.

Nach der Analyse der Ausbreitung der Rauchwolken vom 13.1.2024 mit dem Partikeldiffusionsmodell LASAT wird untersucht, inwieweit der Modellansatz für Schilfbrand geeignet ist, um Schutzabstände für die Raumplanung zu berechnen. Hierzu ist eine Betrachtung über alle Wetterlagen erforderlich, bei welchen grundsätzlich ein Brandereignis möglich ist.
Für das Projektgebiet wird dieser Ansatz anhand einer einjährigen meteorologischen Zeitreihe der Station Neusiedl am See getestet. Die berechneten brandbedingten maximal zu erwartenden Konzentrationswerte werden anhand der Grenzwerten nach Immissionsschutzgesetz Luft bewertet.
Gemäß Immissionsschutzgesetz-Luft (IG-L, BGBl. I Nr. 115/1997 i.d.g.F) gelten zum dauerhaften Schutz der menschlichen Gesundheit die folgenden Kurzfristgrenzwerte:
Tagesmittelwerte an Feinstaub PM10 (Schwebstoffe mit einem aerodynamischen Durchmesser von unter 10 µm) über 50 $mg/m^3$ dürften maximal 25 im Kalenderjahr überschritten werden, für Stickstoffdioxid $NO_2$ und Schwefeldioxid $SO_2$ beträgt der Grenzwert für den maximalen Halbstundenmittelwert 200 $mg/m^3$. Drei Halbstundenmittelwerte pro Tag, jedoch maximal 48 Halbstundenmittelwerte pro Kalenderjahr bis zu einer Konzentration von 350 $µg/m^3$ gelten nicht als Überschreitung. Für Kohlenstoffmonoxid CO gilt ein Grenzwert für den Achtstundenmittelwert von 10 $mg/m^3$.

Ab 2030 gelten nach der neuen EU-Luftqualitätsrichtlinie folgende neue Grenzwerte für Kurzfristmittelwerte der Luftschadstoffe. Für den Tagesmittelwert für PM2,5 gilt ab 2030 ein Grenzwert von 25 $µg/m^3$ (18 Überschreitungen erlaubt). Der Tagesmittelwertgrenzwert für PM10 wird auf 45 $µg/m^3$ (18 Überschreitungen erlaubt) gesenkt.
Für $NO_2$ gilt ab 2030 ein Tagesmittelgrenzwert von 50 $µg/m^3$ (18 Überschreitungen erlaubt) sowie ein Einstundengrenzwert von 200 $µg/m^3$ (3 Überschreitungen erlaubt). Für $SO_2$ gilt ab 2030 ein Tagesmittelgrenzwert von 50 $µg/m^3$ (18 Überschreitungen erlaubt) sowie ein Einstundengrenzwert von 350 $µg/m^3$ (3 Überschreitungen erlaubt). Für CO wird ein Tagesmittelgrenzwert von 4 $mg/m^3$ (18 Überschreitungen erlaubt) eingeführt.

In Hinblick auf die mögliche Planung eines zukünftigen Brandmanagements wird der Einfluss der Brandflächengröße und –form diskutiert und es werden Empfehlungen formuliert, wie hier die Aspekte der Luftgüte bei der Planung berücksichtigt werden können.

## Ergebnisse

Die Vorbereitung der Brandübung wurde im Vorfeld mit täglicher Wettervorhersage speziell für den Bereich Jois unterstützt. Für den 13.1.2024 wurde für die Morgenstunden mäßiger Nordwestwind vorhergesagt und ab Mittag abflauende Windgeschwindigkeit mit Drehung auf Windrichtung aus Südost.

Die Abb. 10 zeigt als punktierte Linien den zeitlichen Verlauf (10 Minuten Mittelwerte) der am 13.1.2024 an der nächsten meteorologischen Station Neusiedl am See gemessenen Windgeschwindigkeit (rot) und der Windrichtung (blau). Die durchgezogenen Linien zeigen die stündlichen Ergebnisse des INCA-Modells. Wie die Abbildung zeigt, gibt das INCA-Modellergebnis den gemessenen zeitlichen Verlauf der lokalen Windverhältnisse an diesem Tag gut wieder. Am Vormittag des 13.1. waren mäßige Nordwestwinde mit etwa 5m/s vorherrschend. Gegen Mittag nahm die Windgeschwindigkeit deutlich ab. Wie prognostiziert, wurde vom frühen Nachmittag bis Abend sehr schwacher Wind aus variabler, teilweise südlicher Richtung (180°) verzeichnet. Für die LASAT Simulationen im gegenständlichen Projekt wurden die in Abb. 10 gezeigten INCA Winddaten als Eingangsdaten herangezogen.

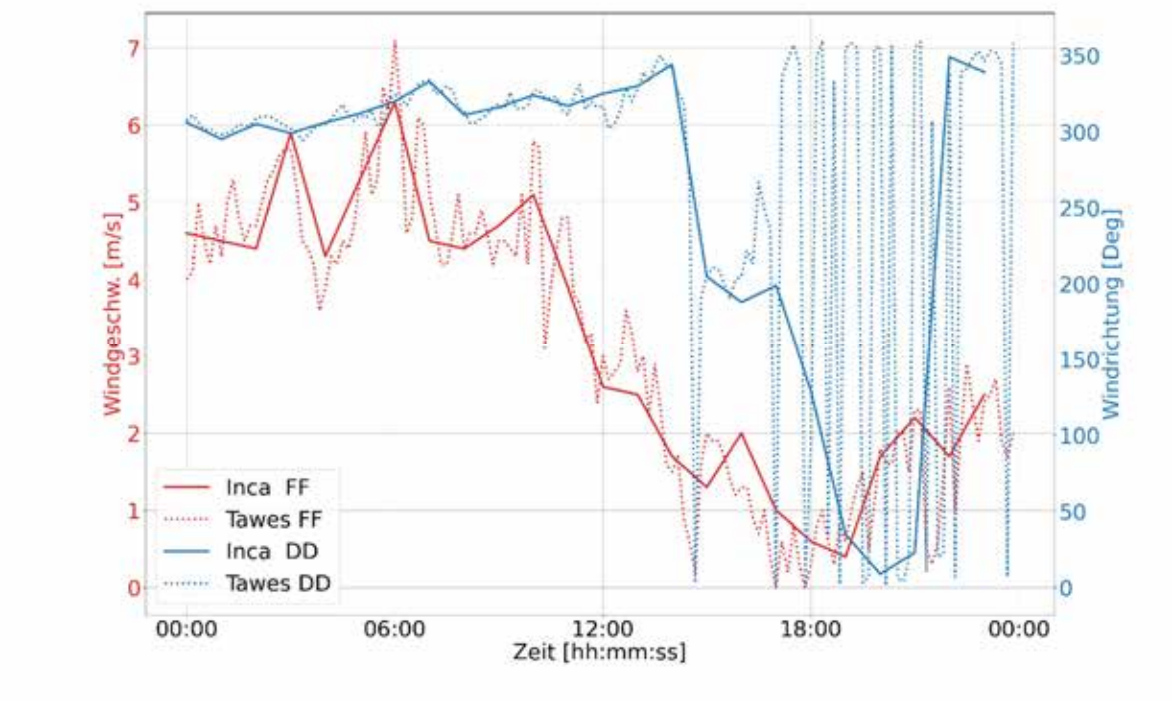



*Abb. 10. Vergleich der gemessenen Windverhältnisse an der TAWES Station Neusiedl am See am 13.01.2024 mit den Winddaten aus INCA (Erklärung siehe Text)*

Wie von dem Umweltbundesamt mitgeteilt wurde, wurden an den beiden Luftgütestationen in Jois und in Weiden am 13.1.2024 keine Immissionskonzentrationen verzeichnet, die eindeutig dem Brandereignis zugeordnet werden konnten. Die Immissionsmessungen konnten daher

nicht, wie in der Projektplanung vorgesehen, für Rückschlüsse auf die Luftschadstofffreisetzungen verwendet werden.

Von der Burgenländischen Feuerwehr wurden Luftkonzentrationsmessdaten eines Drohnenflugs zur Verfügung gestellt, der am 13.1.2024 zwischen 11:23 und 11:35 durchgeführt wurde. Der Datensatz umfasst Messwerte für $SO_2$, $O_3$+$NO_2$, PM1, PM2,5, PM10, $C_XH_Y$ und $CO_2$. Diese sehr hochfrequenten Messwerte (1 Sekundenwerte) über einen vergleichsweise kurzen Zeitraum (12 Minuten) sind nicht kalibriert und mit der Aussagekraft einer standardisierten Messung an einer Luftgütestation nicht unmittelbar vergleichbar. Auch liegen keine Informationen über die Messgenauigkeit der verwendeten Sensorik vor. Dennoch wurde im Rahmen des Projekts untersucht, inwieweit diese Informationen genutzt werden können, um Rückschlüsse auf die Luftschadstoffemissionen während des Brandes zu treffen. Grundsätzlich sind nur die Messungen für $SO_2$, PM2,5 und PM10 in Hinblick auf geltende und zukünftige Grenzwerte relevant. Die $SO_2$-Werte liegen während des Drohnenflugs im Mittel bei 4,6 µg/m³ mit 0,7 µg/m³ Standardabweichung, wobei auffallend ist, dass keine Unterschiede zwischen der Strecke innerhalb und außerhalb der Brandwolken zu erkennen sind. Diese Daten wurden daher nicht verwendet.
Die PM10-Werte liegen während des Drohnenflugs im Mittel bei rund 176 µg/m³ mit 202 µg/m³ Standardabweichung, die PM2,5-Werte bei rund 165 µg/m³ mit 192 µg/m³. Die Feinstaubwerte (PM1, PM2,5 und PM10) zeigen während des Drohnenflugs Bereiche mit deutlich erhöhten Messwerten zwischen 40 m und 60 m über Grund, in jener Region, in welcher die Drohne sich im Bereich der Brandwolken befunden hat.
Die im Drohnendatensatz angegebenen absoluten Höhenwerte liegen in einem, in Relation zur Geländehöhe des Start- bzw. Landepunktes, unrealistischen Wertebereich. Die Höhen selbst haben einen realistischen Verlauf und bilden den gemessenen Druck funktional korrekt ab, jedoch mit einem nicht nachvollziehbarem ‚Offset'. Für die Auswertungen wurden die Höhendaten daher mit einem Offset von -28 m als Höhen über Grund korrigiert.

Aus der Literatur ist, wie eingangs erwähnt, bekannt, dass ein Vegetationsbrand anstelle einer Brandfläche eines bestimmten Ausmaßes realitätsnäher durch mehrere Einzelquellen simuliert werden kann. Dies entspricht auch der Beobachtung des Brandverhaltens am 13.1.2024, wie anhand der ausgewählten Fotos in Abb. 11 gut zu erkennen ist. Das Brandgeschehen erfolgte räumlich und zeitlich sehr inhomogen, in Form einer Vielzahl von Brandherden oder Brandlinien.



*Abb. 11 Fotodokumentation des Schilfbrandes bei Jois am 13.1.2024 (Quelle: GeoSphere Austria)*

Die Quellen für die Ausbreitungsrechnung wurden daher in Form von 17 einzelnen Brandflächen mit jeweils 25 $m^2$ verortet im Bereich der abgebrannten Schilffläche (Abb. 12). Als Grundlage für die Quelltermrückrechnung aus den Feinstaubmessungen mittels Drohne wurde eine Ausbreitungsrechnung mit einer Emissionsrate von 1 Gramm pro Sekunde je Quelle durchgeführt.



*Abb. 12 Quellpositionen (blaue Punkte) für die Ausbreitungsrechnung im Bereich der abgebrannten Schilffläche (rosa Flächen)*

Für die Simulation wurden zwei Modellgebiete, ein kleinerer Modellausschnitt mit 6,25 km² 2,5km mal 2,5km, für die Skalierung des Quellterms anhand der Drohnendaten) sowie ein 82,5km² großes Gebiet (7,9km x 10,45km, zur Erfassung der gesamten Ausbreitungswolken)

um den Yachthafen Jois erstellt. Die horizontale Gitterauflösung beträgt in beiden Modellgittern 5m. Die vertikale Auflösung des Modellgitters wurde so gewählt, dass das unterste Modellniveau den Bereich von 0m bis 3m über Grund repräsentiert und die darüber liegenden Modellschichten mit der Höhe zunehmen: bis 80m mit 10m Schichtdicke, darüber Schichtgrenzen in 100m, 150m, 300m, 600m und 1km über Grund.

Da es sich um eine Simulation von heißen Quellen handelt, ist es erforderlich, in der Ausbreitungsrechnung eine Angabe über die Stärke des thermischen Auftriebs des Brandgases vorzugeben. Hierfür wurde für jede Quelle ein aufwärts gerichteter Wärmestrom mit einer maximalen Stärke von 1 Megawatt angenommen. Dieser Wert entspricht ungefähr der Wärmeentwicklung eines brennenden Busches, wie anhand von Analogieschlüssen aus den Ergebnissen der Feuerexperimente des National Fire Research Laboratory (Fire Calorimetry Database, https://www.nist.gov/el/fcd/experiments) abgeleitet wurde.

Für die Ausbreitungsrechnung wurde ein zeitlicher Ablauf angenommen, um die Variabilität und Dynamik des Schilfbrandes näherungsweise in der Modellrechnung zu berücksichtigen. Hierfür startet und endet die simulierte Freisetzung im Zeitraum zwischen 05:00 und 16:00 Lokalzeit versetzt, wobei in den Morgenstunden die beiden nördlichsten Quellen als erste Freisetzungspunkte starten und der Brand schrittweise nach Süden weiter fortschreitet.

Die meteorologischen Eingangsdaten wurden als einstündige Zeitreihe für Windgeschwindigkeit, Windrichtung und Ausbreitungsklasse vorgegeben. Die Ausbreitungsrechnung wurde mit einer zeitlichen Auflösung von 20 Minuten für den gesamten Tag durchgeführt.

Die berechneten Konzentrationswerte (20 Minuten Mittelwerte) im Flugniveau der Drohne wurden mit den höchsten innerhalb der Brandwolke während des Drohnenflugs gemessenen Konzentrationen für PM10 verglichen und ein empirischer Skalierungsfaktor für die Freisetzungsrate ermittelt. Die resultierende Emissionsrate jeder Quelle beträgt 4,6g/s PM10. Dieser Faktor gibt die notwendige Feinstaubemission an, welche erforderlich ist um die mittels Drohne gemessenen maximalen Feinstaubwerte zu erklären.

Die Ausbreitungsrechnung mit der auf diese Weise ermittelten Emission ergibt für den Zeitraum des Drohnenflugs eine räumliche Verteilung der Feinstaubkonzentrationen in der Höhe des Drohnenflugs (etwa 40m über Grund), die entlang der Flugbahn der Drohne mit den gemessenen Konzentrationswerten in guter Näherung übereinstimmt (Abb. 13).

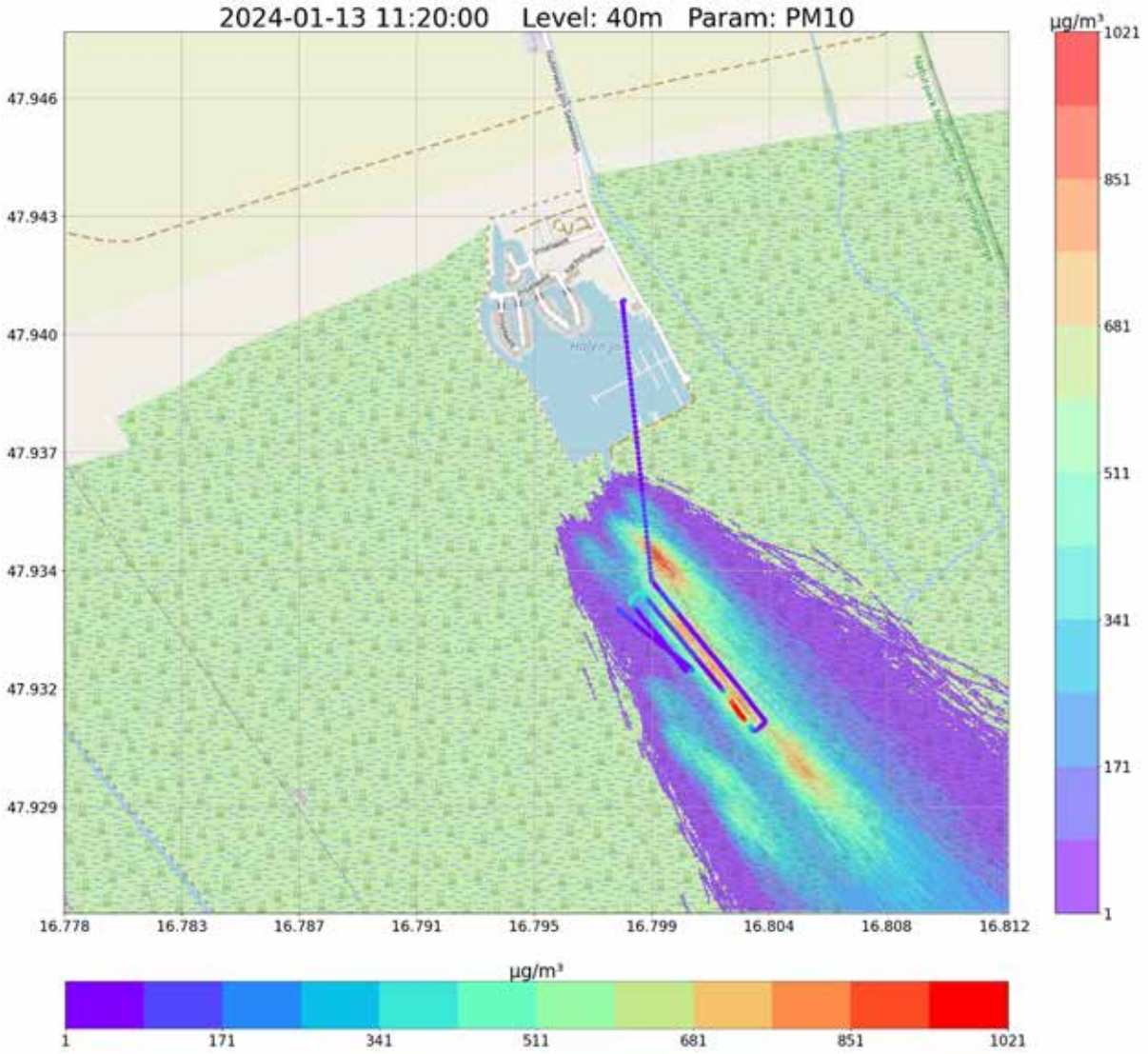



*Abb. 13 Modellierte Feinstaubkonzentrationen (PM10, 20 Minuten Mittelwerte) in 40m über Grund und Konzentrationsmessungen der Drohne (PM10, 1 Sekunden Mittelwerte) entlang der Flugstrecke im gleichen Höhenniveau.*

Da der Grenzwert für PM10 als Tagesmittelwert definiert ist, wurde aus dem Modellergebnis mit der anhand der Drohnenmessung skalierten Freisetzungsrate die Feinstaubimmission im Tagesmittel für den 13.1.2024 ermittelt. Das Ergebnis für das bodennächste Modellniveau (0m bis 3m über Grund), welches für die Beurteilung etwaiger Auswirkungen auf den Menschen als relevant anzusehen ist, ist in Abb. 15 zu sehen. Die Skala für die Darstellung der folgenden Modellergebnisse ist jeweils so gewählt, dass Konzentrationen über dem Grenzwert rot dargestellt werden. Die kleinsten dargestellten Werte entsprechen 3% des Grenzwerts. Werte unter dieser Größenordnung können nach dem Leitfaden UVP und IG-L (Umweltbundesamt, 2020) als irrelevant betrachtet werden.

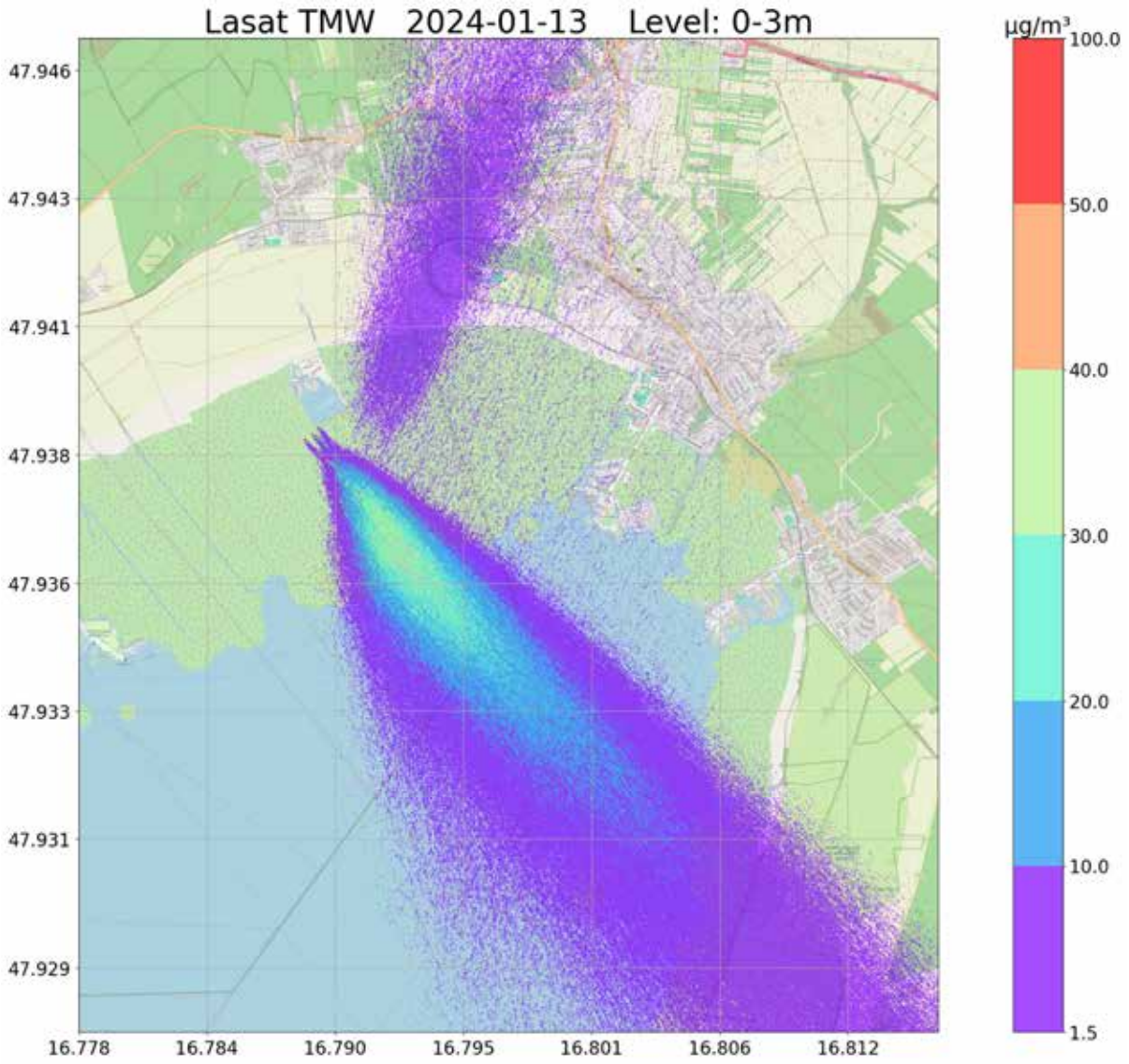



*Abb. 14 Modellierte Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM10) am 13.1.2024 in den untersten 3 m über Grund auf Basis des aus der Drohnenmessung abgeleiteten Freisetzung*

Auch wenn Abb. 13 eine plausible Übereinstimmung zwischen der modellierten Immission und den während des Drohnenflugs gemessenen Werten zeigt, bleibt zu bedenken, dass die auf diese Weise abgeschätzte Emission und damit auch die berechneten Immissionswerte in Abb. 14 eine hohe Unsicherheit aufweisen. Zum einen sind die Eich- und Kalibrierungsbedingungen und Messgenauigkeit der Drohnensensorik unbekannt, zum anderen können die in der Modellierung angesetzten Quellpositionen nur näherungsweise die (sehr instationären) tatsächliche Verteilung der Brandherde während der Drohnenmessung beziehungsweise im Laufe des gesamten Brandereignisses wiedergeben.
Die aus der Drohnenmessung abgeleitete Freisetzungsrate ergibt insgesamt unter den für die Modellierung getroffenen Annahmen eine Gesamtemission von 193,5 kg/ha PM10.

Vom Umweltbundesamt wurden Abschätzungen für die Gesamtemission mitgeteilt, die einerseits anhand von Angaben aus der Literatur (in Analogie zu Reis mit einer Trockenmasse

von 17 t/ha) abgeschätzt wurden, andererseits anhand der von der Technischen Universität Wien aus Drohnenbefliegungen nach dem Schilfbrand am 13.1.2024 ermittelten Trockenmasse von 7,17 t/ha. Für PM10 beträgt die Gesamtemission demnach je nach Trockenmasse 99,4 kg/ha beziehungsweise 41,7 kg/ha. Der Vergleich zeigt, dass die erste Abschätzung auf Basis der Drohnenmessung die Feinstaubemissionen (um einen Faktor 2 bis 4) überschätzt, aber prinzipiell, bei Vorliegen geeigneter Immissionsmessungen, zur Ermittlung der Freisetzungsrate geeignet ist.

Abb. 15 und Abb. 16 zeigen die aus den Angaben des Umweltbundesamtes zur PM10-Gesamtimmission bei 17t/ha beziehungsweise 7t/ha resultierenden Immissionsergebnisse für den Tagesmittelwert am 13.1.2024. Bei einer Gesamtemission von 99,4 kg/ha ergibt die Simulation für den 13.1.2024 PM10-Immissionen infolge des Schilfbrandes zwischen 10 und 20 mg/m$^3$ bis in etwa 2 km Entfernung vom Brandgeschehen. Da im Laufe des Tages der Wind auf Südostwind gedreht hat, sind auch östlich und nordöstlich des Hafens Jois bis zur Landesstraße 50 zwischen Jois und Neusiedl am See Feinstaubwerte zwischen 0 und 10mg/m$^3$ PM10 im Tagesmittel infolge des Brandgeschehens im Modellergebnis zu sehen.

Das Modellergebnis Abb. 16 beruht auf jener Angabe für die PM10-Gesamtemission, welche vom Umweltbundesamt auf Basis der Trockenmasseabschätzung der TU Wien ermittelt wurde. Diese Immissionsberechnung ist insgesamt daher als jene mit der geringsten Unsicherheit in Hinblick auf die Emissionsbestimmung zu sehen. Nach dieser Immissionsmodellierung lagen die PM10-Tagesmittelwerte infolge des Schilfbrandes am 13.1.2024 im gesamten Untersuchungsgebiet, auch in Nähe des Brandgeschehens unter 10 mg/m$^3$ PM10 und damit auch bei Berücksichtigung der lokalen Feinstaubhintergrundbelastung (gemessener Tagesmittelwert am 13.1.2024 an der Station Weiden rund 29 mg/m$^3$ PM10) deutlich unter dem geltenden Grenzwert. Auch der ab 2030 zukünftig geltende Grenzwert von 45 mg/m$^3$ PM10 wäre in diesem Fall nicht erreicht worden.
Für alle weiteren Luftschadstoffe werden nur die Berechnungsergebnisse für 7t/ha Trockenmasse gezeigt und besprochen, da diese mit der geringsten Unsicherheit behaftet sind. Für Feinstaub PM2,5 wurde die Gesamtemission mit 39,6 kg/ha abgeschätzt. Die PM2,5 Tagesmittelwerte für den 13.1.2024 sind Abb. 17 zu sehen. Abgesehen von leicht erhöhten Konzentrationswerten mit 5 bis 10 mg/m$^3$ PM2,5 in 1 bis 2 km südöstlich des Hafens Jois liegen die berechneten Werte südöstlich des Brandgeschehens sowie nordöstlich zwischen Jois und Weiden am See jedenfalls unter 5 mg/m$^3$ PM2,5, d.h. unter 20% des ab 2030 geltenden Grenzwerts für PM2,5.
Die berechneten Immissionswerte für CO liegen bei einer Gesamtemission von 423,7 kg/ha CO im gesamten Untersuchungsgebiet (außer in unmittelbarer Quellnähe) unter der Irrelevanzschwelle von 0,12 mg/m$^3$ CO (3% des zukünftig geltenden Tagesmittelwerts von 4 mg/m$^3$ CO), sind damit vernachlässigbar gering und werden nicht dargestellt. Auch eine

grenzwertrelevante Zusatzbelastung hinsichtlich des geltenden Achstundenmittelgrenzwerts von 10 mg/m$^3$ CO infolge des Schilfbrandes am 13.1.2024 ist auszuschließen.

Die Kurzfristmittelgrenzwerte für $NO_2$ und $SO_2$ sind im Immissionsschutzgesetz Luft als Halbstundenmittelwerte festgelegt, in der Luftgüterichtlinie der Europäischen Union als Stundenmittelwerte. In Abb. 18 sind die berechneten $NO_2$-Immissionswerte als maximale Stundenmittelwerte für den 13.1.2024 dargestellt. Es ist zu erkennen, dass Werte zwischen 10 und 25 mg/m$^3$, vereinzelt bis 50 mg/m$^3$ (25 % des Grenzwerts nach IGL) in jenem Bereich, der für den Zeitraum einer Stunde von den Rauchwolken des Schilfbrandes beaufschlagt wurde, nicht auszuschließen sind. Ein Erreichen oder Überschreiten des Halbstundenmittelgrenzwerts von 200 mg/m$^3$ $NO_2$ ist bei einer vergleichbaren Freisetzung und ähnlichen meteorologischen Bedingungen nicht zu erwarten.
Da die Gesamtemission an $SO_2$ mit 2,2 kg/ha um eine Größenordnung geringer ist als jene für $NO_2$, liegen die modellierten maximalen Stundenwerte für $SO_2$ in den untersten 3 m über Grund im gesamten Untersuchungsgebiet (außer in unmittelbarer Quellnähe) 6 mg/m$^3$ und werden daher nicht dargestellt. Eine Überschreitung des Halbstundenmittelgrenzwerts nach IG-L von 200 mg/m$^3$ $SO_2$ ist bei einer vergleichbaren Freisetzung und ähnlichen meteorologischen Bedingungen daher auszuschließen.

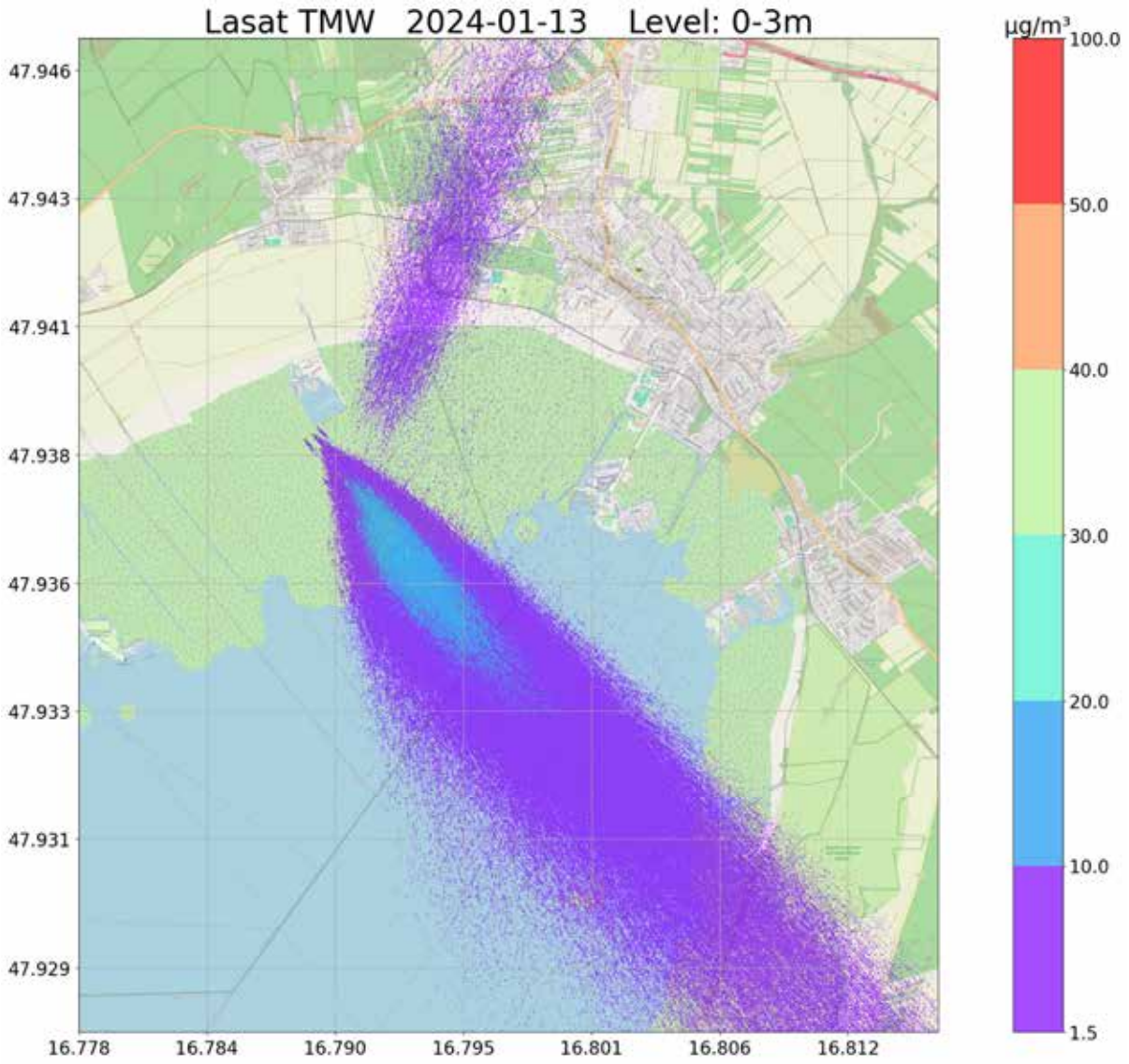



*Abb. 15 Modellierte Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM10) am 13.1.2024 in den untersten 3 m über Grund auf Basis der vom Umweltbundesamt ermittelten Gesamtemission für 17t Trockenmasse/ha von 99,4 kg/ha PM10*

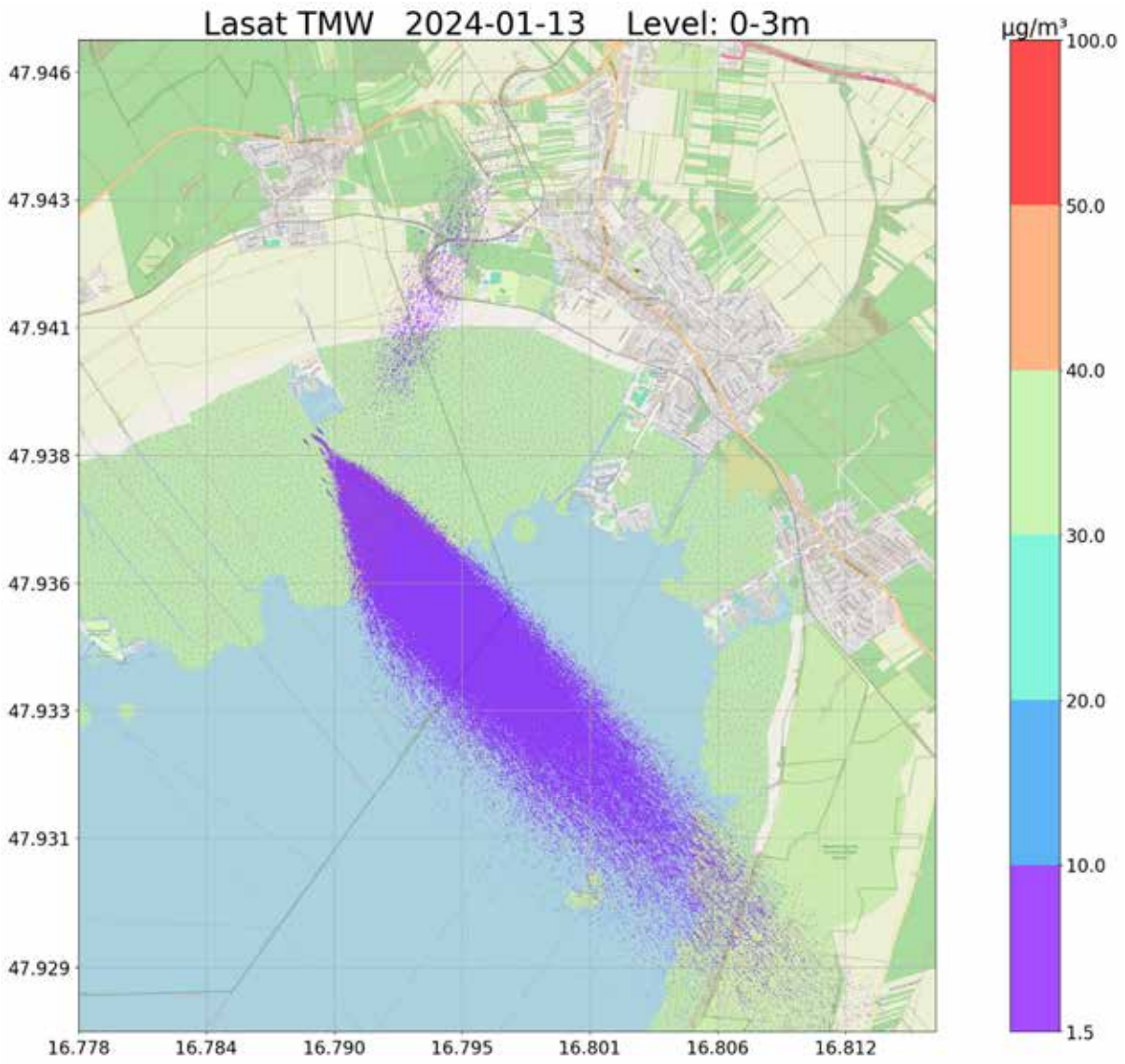



*Abb. 16 Modellierte Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM10) am 13.1.2024 in den untersten 3 m über Grund auf Basis der vom Umweltbundesamt ermittelten Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha von 41,7 kg/ha PM10*

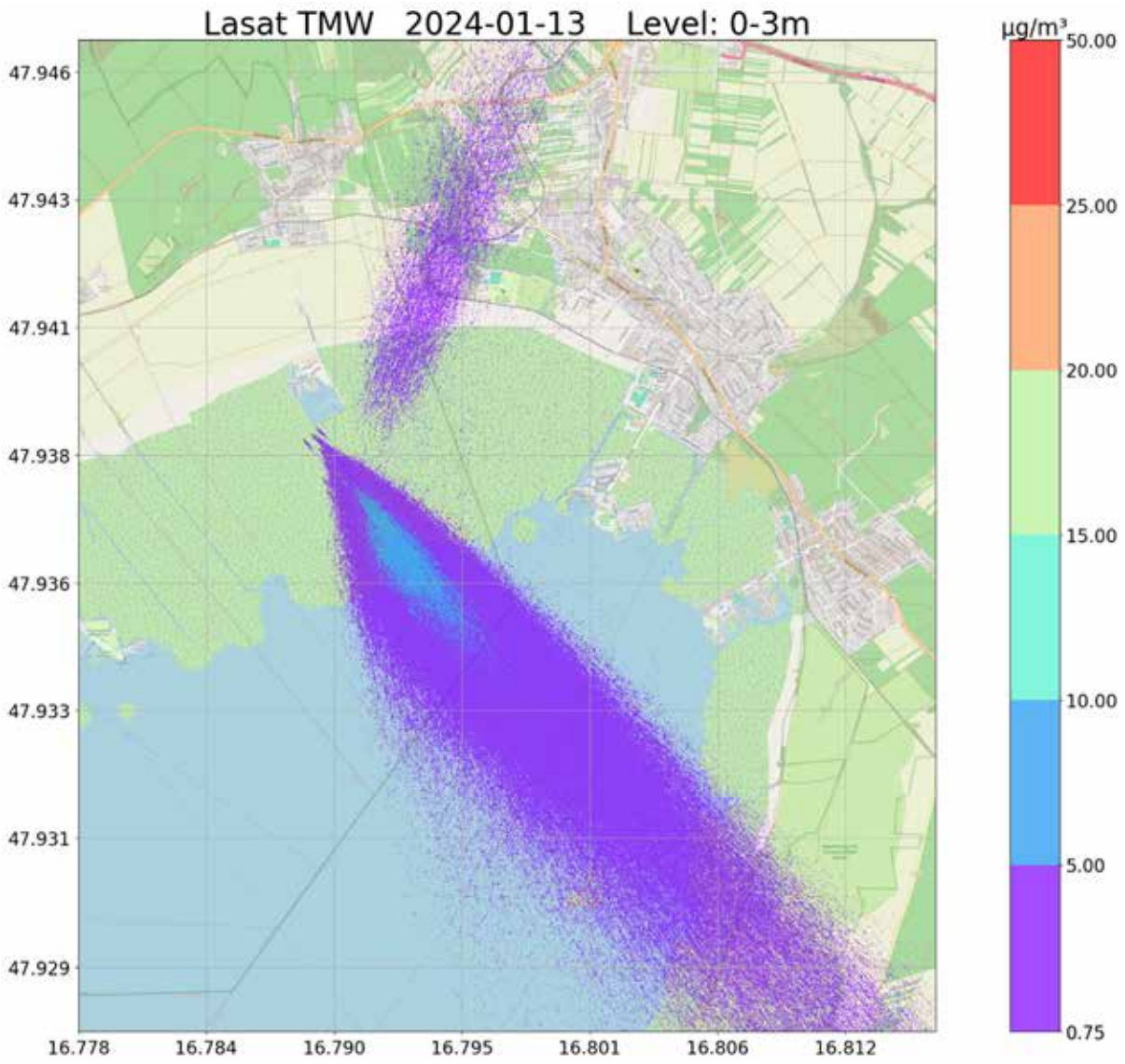



*Abb. 17 Modellierte Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM2,5) am 13.1.2024 in den untersten 3 m über Grund auf Basis der vom Umweltbundesamt ermittelten Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha von 39,6 kg/ha PM2,5*

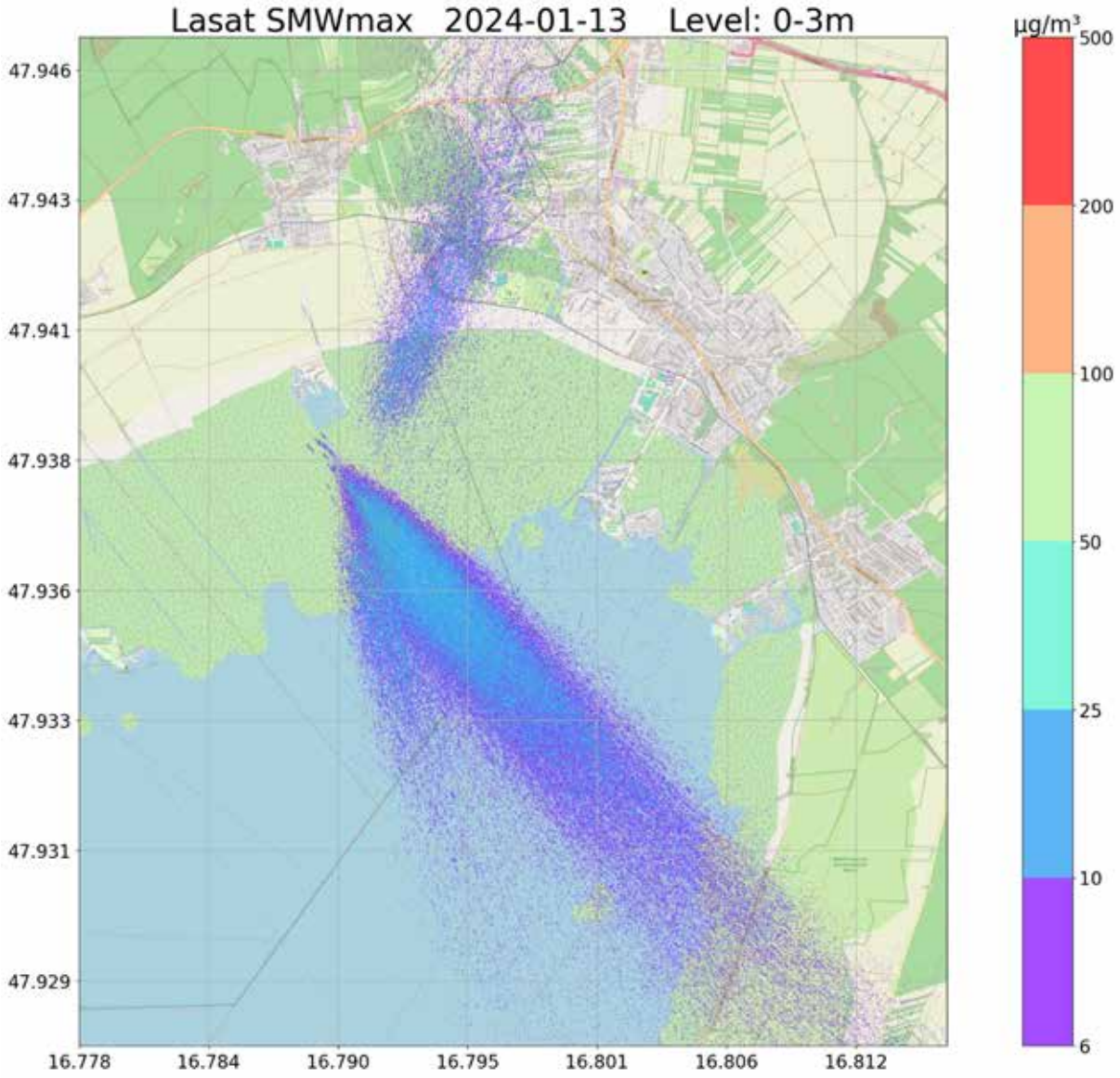



*Abb. 18 Modellierte maximale Stundenmittelwerte für NO2 am 13.1.2024 in den untersten 3m über Grund auf Basis der vom Umweltbundesamt ermittelten Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha von 17,3 kg/ha NO2.*

Basierend auf der meteorologischen Jahreszeitreihe der Station Neusiedl am See wurde eine Ausbreitungsrechnung mit den gleichen Quellangaben für das ganze Kalenderjahr 2023 mit einer etwas geringeren Gitterauflösung von 10 m durchgeführt und hinsichtlich der maximalen Stunden- und Tagesmittelwerte ausgewertet. Die Ergebnisse sind in den folgenden Abbildungen für PM10, PM2,5 und $NO_2$ dargestellt.

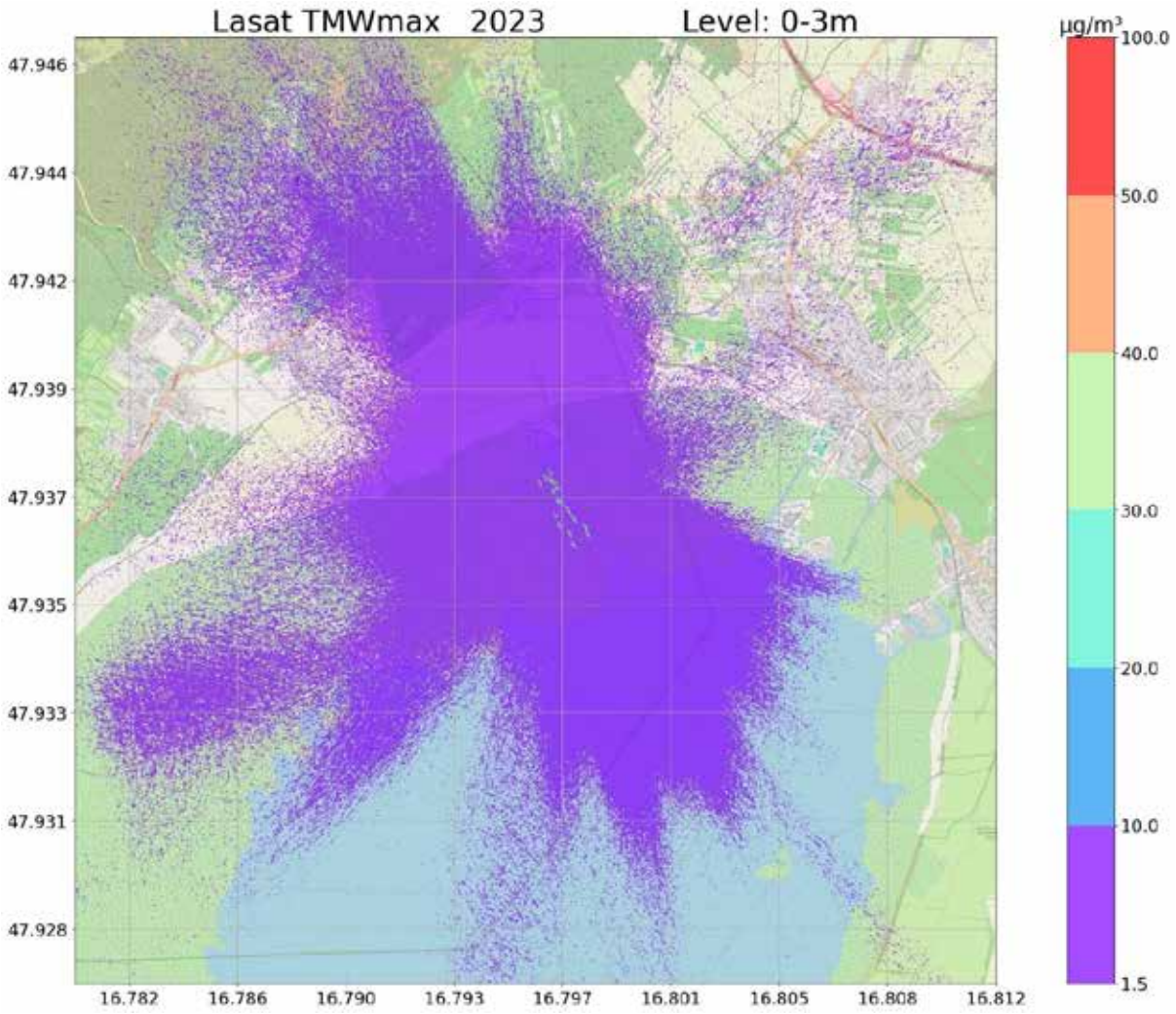



*Abb. 19 Modellierte maximale Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM10) im Jahr 2023 in den untersten 3 m über Grund auf Basis der vom Umweltbundesamt ermittelten Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha von 41,7 kg/ha PM10*

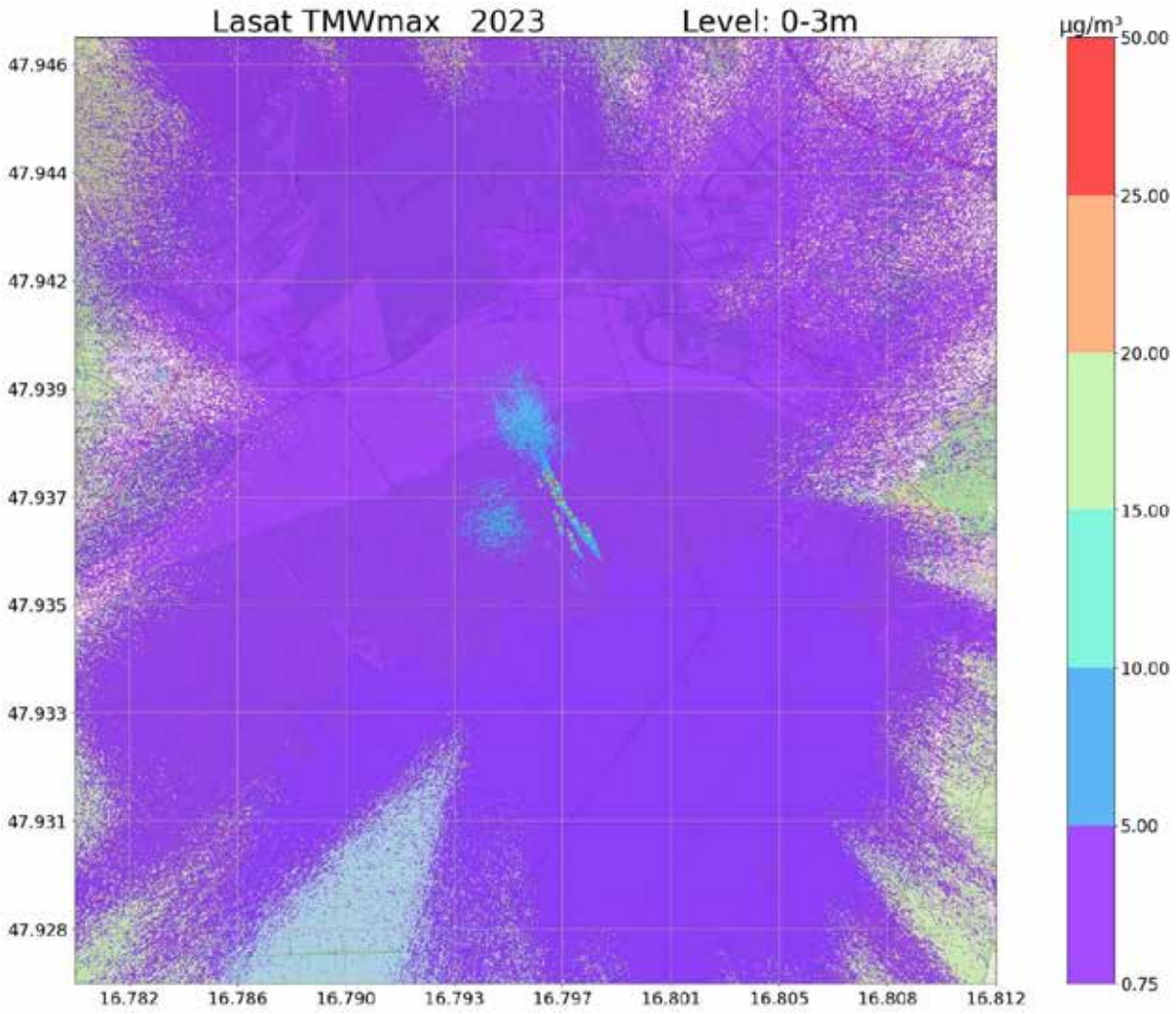



*Abb. 20 Modellierte maximale Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM2,5) im Jahr 2023 in den untersten 3 m über Grund auf Basis der vom Umweltbundesamt ermittelten Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha von 39,6 kg/ha PM2,5*

Aufbauend auf den vorliegenden Erkenntnissen über die Freisetzung im Rahmen eines Brandmanagements wird im Folgenden erörtert, welche immissionsseitigen Auswirkungen – am Beispiel der PM10-Tagesmittelwerte - bei einem hinsichtlich der räumlichen Variabilität und der Trockenmasse gleichen Schilfbrand mit 30ha, 60ha oder 100ha Brandfläche unter gleichen meteorologischen Bedingungen in Jois zu erwarten wären. Einen entscheidenden Einfluss auf die Immissionskonzentrationen hat neben den meteorologischen Verhältnissen (Windgeschwindigkeit, Stabilität) die Form und Orientierung der Brandfläche in Relation zur Windrichtung. Dieser Umstand wird anhand der folgenden Abbildungen näher erläutert.

Im ersten Fall (Abb. 21) wurde die Brandfläche vom 13.1.2024 nach Westen erweitert, um die Auswirkungen eines Brandmanagements von 30ha darzustellen. Das Ergebnis zeigt bei dieser Quellanordnung erwartungsgemäß einen entsprechend größeren Bereich mit Immissionskonzentrationen über 1,5 µg/m$^3$ PM10 und im Überlappungsbereich der

Rauchwolken PM10-Tagesmittelwerte zwischen 10 und 20 µg/m$^3$ PM10. Bei einem lokalen Hintergrund von 29 µg/m$^3$ PM10, wie er am 13.1.2024 gemessen wurde, sind damit Immissionswerte in der Größenordnung des geltenden Grenzwerts in diesem Fall möglich.

Eine zusätzliche Vergrößerung der Brandfläche durch Erweiterung „quer zur Windrichtung“ (im dargestellten Fall nach Westen und Osten) veranschaulicht die nachfolgende Abbildung für eine Brandfläche von 60ha (Abb. 22). Die Fläche mit erhöhten Feinstaubwerten infolge des Brandes nimmt entsprechend der zusätzlichen Brandfläche (im Vergleich zu Abb. 21 zu. Die höchsten Immissionswerte liegen jedoch im selben Größenordnungsbereich wie bei der halb so großen Brandfläche, da es aufgrund der Orientierung der Brandfläche quer zur vorherrschenden Windrichtung zu keiner weiteren Überlagerung der Brandwolken kommt.

Im Gegensatz dazu ergibt der Fall einer eher rechteckigen Anordnung einer 60ha großen Brandfläche (Abb. 23) im Zentrum des Immissionsfeldes Tagesmittelwerte über 20 µg/m$^3$ PM10. Bei dieser Quellanordnung und bei Berücksichtigung der Hintergrundbelastung sind Werte über dem Tagesmittelgrenzwert von 50 µg/m$^3$ PM10 im am meisten durch die Rauchwolken betroffenen Gebiet nicht auszuschließen.

Der letzte betrachtete Fall zeigt schließlich die Auswirkungen einer Brandfläche von 120ha (Abb. 24). Im Zentrum des windabwärts der Brandfläche gelegenen Bereichs ergibt die Ausbreitungsrechnung im Tagesmittel Zusatzimmissionen infolge des Brandes zwischen 20 und 30 µg/m$^3$ PM10. Dieses Berechnungsergebnis für 120ha Brandfläche verdeutlich andererseits auch, dass bei den entsprechenden Windverhältnissen keine Feinstaubbelastung infolge des Brandgeschehens im Bereich der Siedlungen zu erwarten wäre.

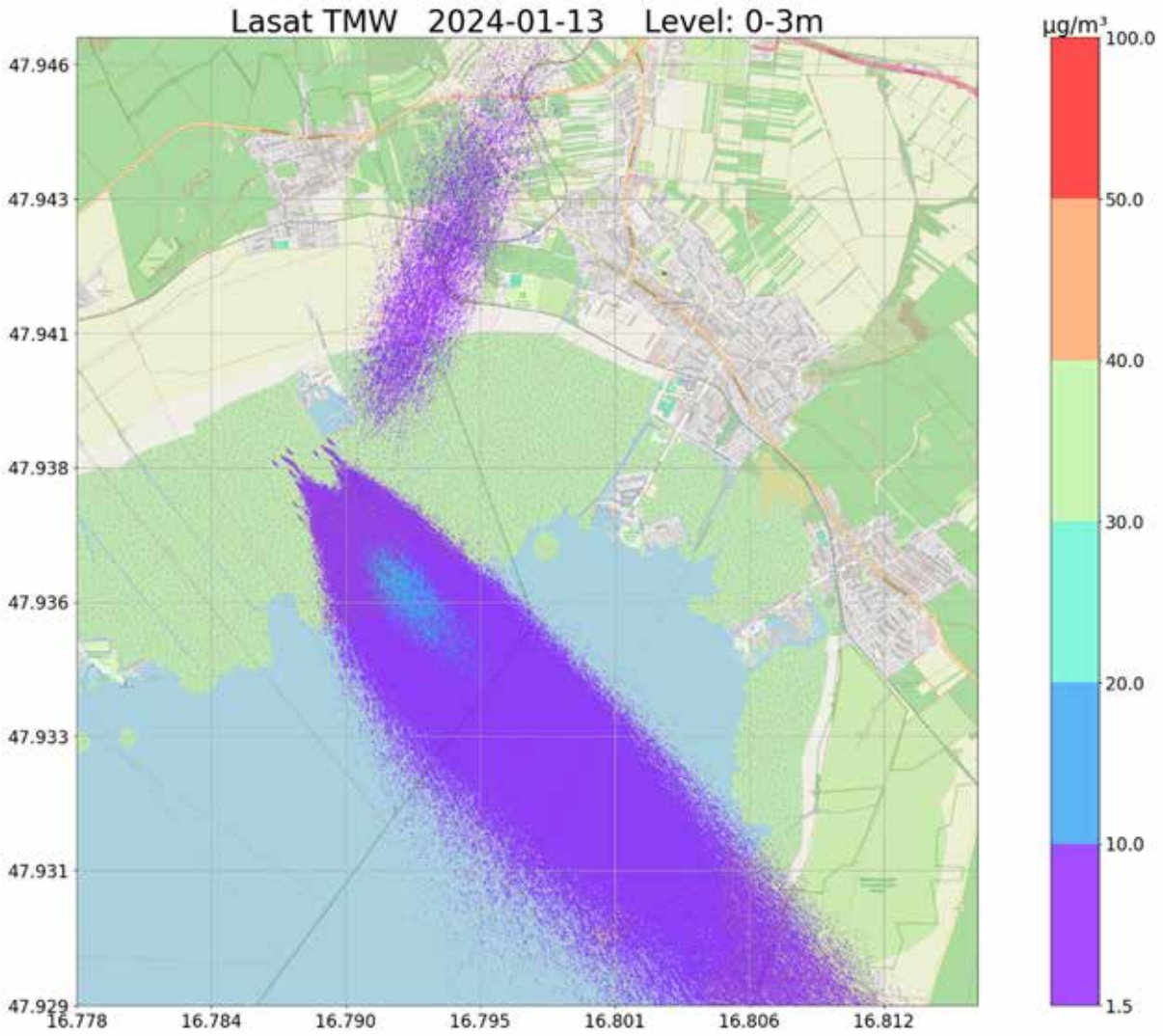



*Abb. 21 Modellierte maximale Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM10) in den untersten 3 m über Grund bei 30ha Brandfläche (Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha: 41,7 kg/ha PM10)*

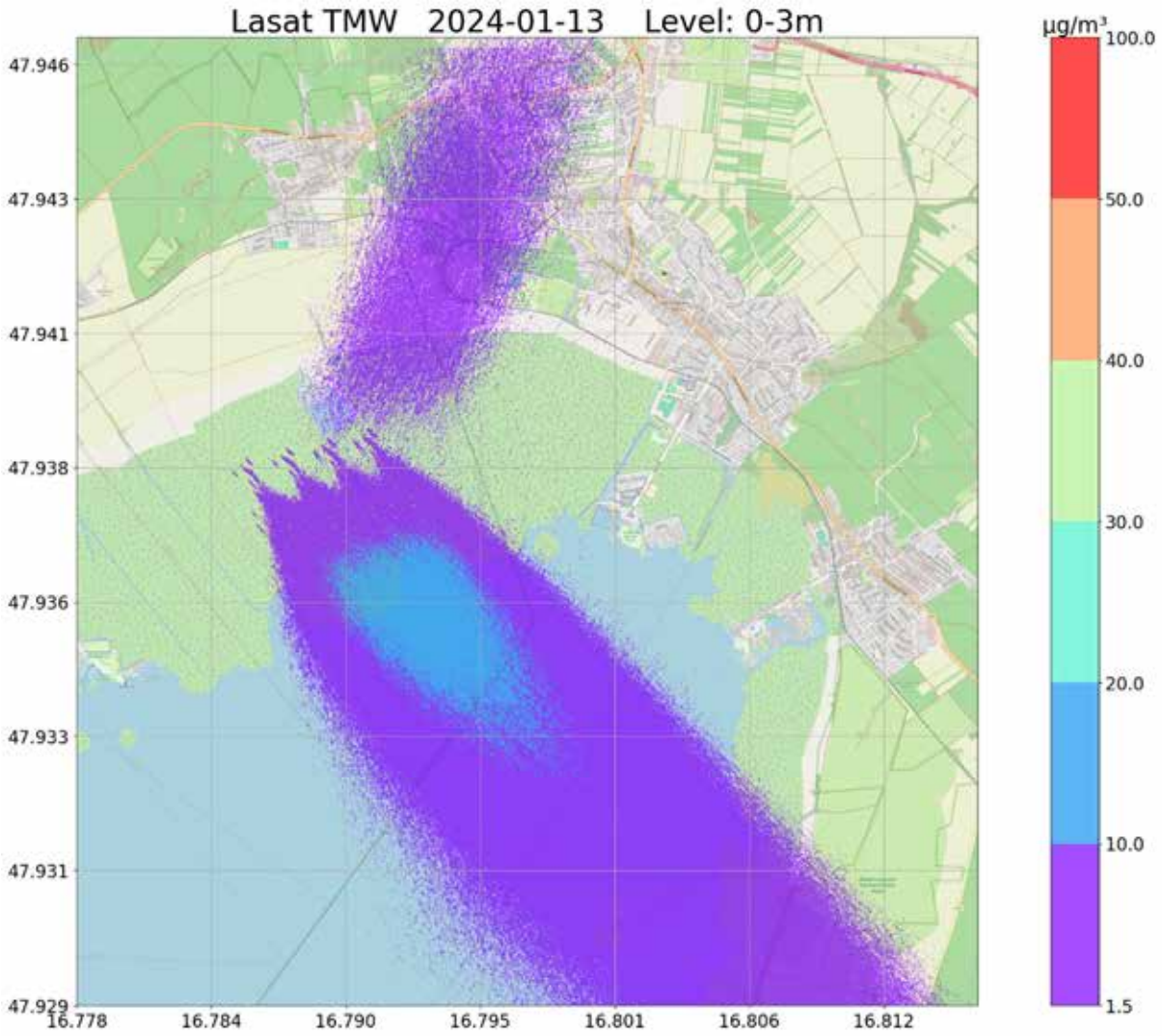



*Abb. 22 Modellierte maximale Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM10) in den untersten 3 m über Grund bei 60ha Brandfläche „quer zur Windrichtung“ (Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha: 41,7 kg/ha PM10)*

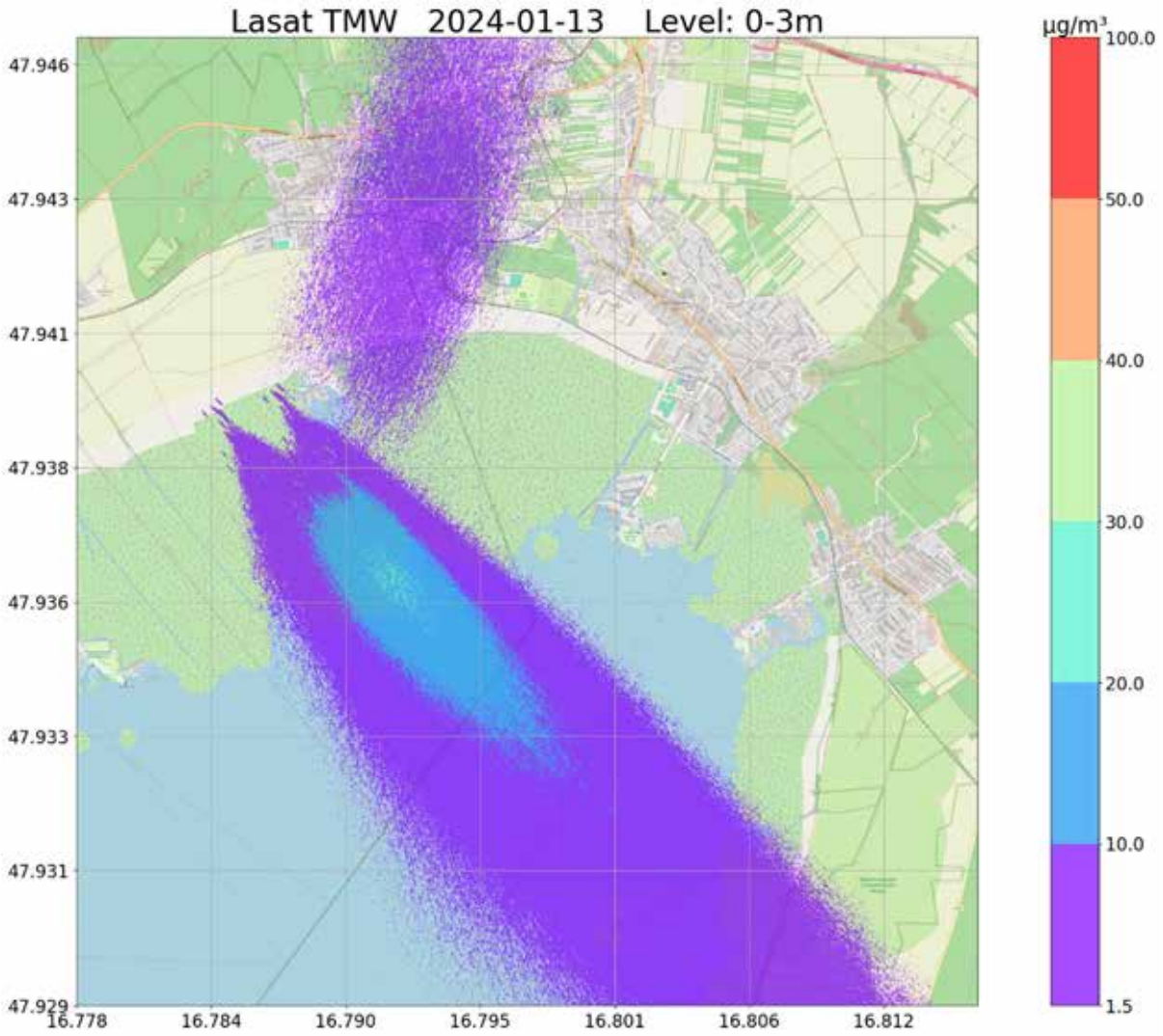



*Abb. 23 Modellierte maximale Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM10) in den untersten 3 m über Grund bei 60ha „kompakter“ Brandfläche (Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha: 41,7 kg/ha PM10)*

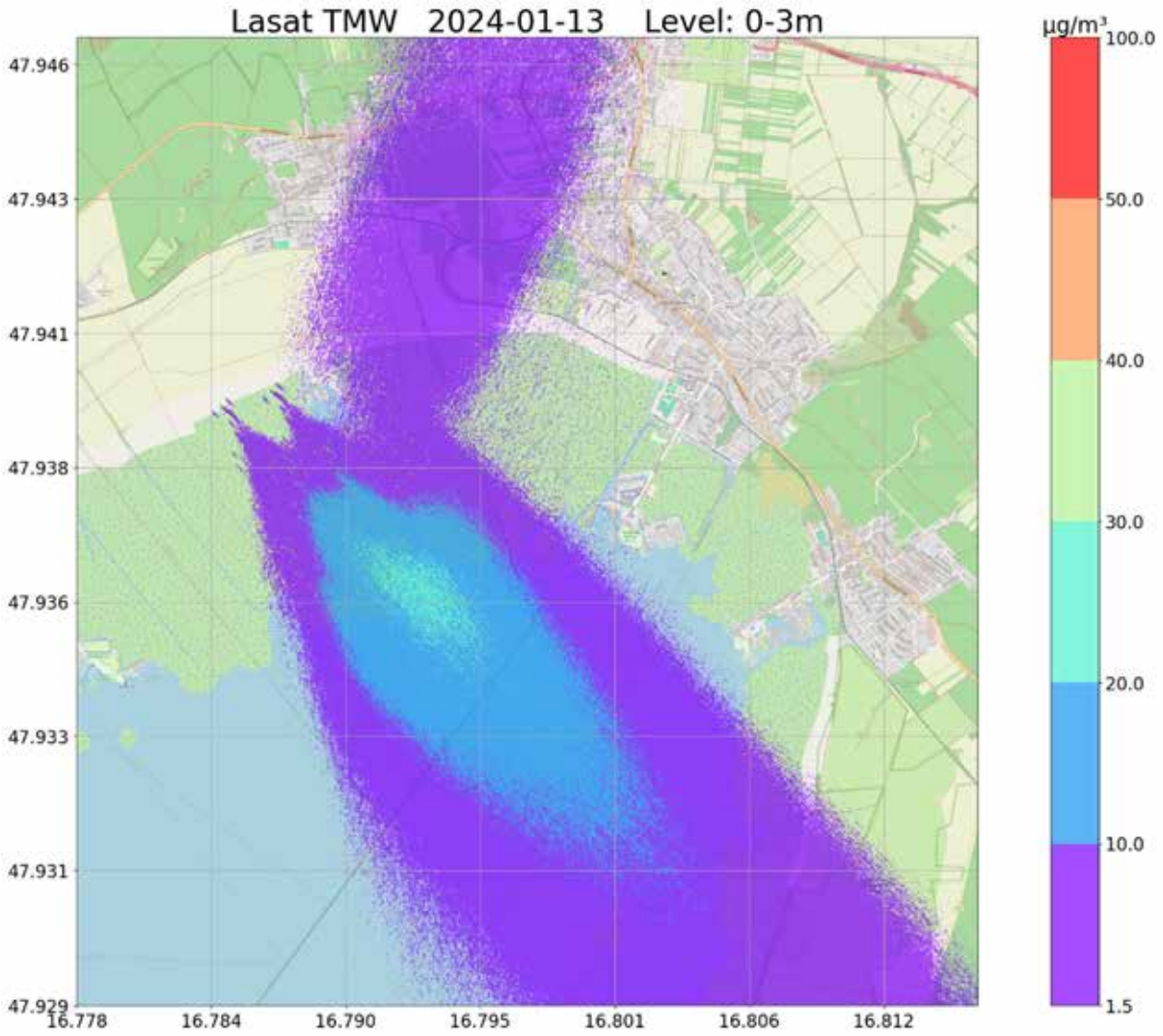



*Abb. 24 Modellierte maximale Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM10) in den untersten 3 m über Grund bei 120ha Brandfläche „quer zur Windrichtung“ (Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha: 41,7 kg/ha PM10)*

## Diskussion / Interpretation

Die Rauchwolken wurden während des kontrollierten Abbrennens von Schilf bei Jois am 13.1.2024 am Vormittag mit mäßigem Nordwestwind über den nördlichen Teil des Neusiedlersees verfrachtet, am Nachmittag bei sehr windschwachen Verhältnissen teilweise auch in den Nahbereich nordöstlich des Brandgeschehens. Die Luftgütestation in Weiden am See sowie die temporäre Luftgütestation beim Yachthafen Jois wurden aufgrund der Windverhältnisse nicht unmittelbar von den Rauchwolken beaufschlagt. Wie lokale Ausbreitungsrechnungen mit dem Modell LASAT auf Grundlage von Emissionsabschätzungen des Umweltbundesamtes belegen, lagen die brandbedingten Luftschadstoffkonzentrationen außerhalb des unmittelbaren Nahbereichs des Schilfbrands für Feinstaub, Stickoxide,

Schwefeldioxid und Kohlenmonoxid deutlich unter den geltenden Kurzfristgrenzwerten nach Immissionsschutzgesetz Luft.

Bei der Bewertung der Auswirkungen eines Schilfbrandes durch Feinstaub- als auch durch Stickstoffdioxidemissionen ist neben der zu erwartenden Zusatzbelastung die im Untersuchungsraum typischerweise bereits vorhandene Hintergrundbelastung zu berücksichtigen. Im Bereich der höchsten modellierten PM10-Immissionswerte und unter Berücksichtigung der herrschenden Hintergrundbelastung von rund 29 mg/m$^3$ PM10, gemessen am 13.1.2024 an der Luftgütestation Weiden, erreichte die Feinstaubbelastung während des Schilfbrandes bei Jois im Tagesmittel maximal 39 mg/m$^3$ PM10 Gesamtbelastung. Damit lag die Feinstaubimmission an diesem Tag im durch das Brandereignis meistbetroffenen Bereich südöstlich der Brandfläche sowohl unter dem geltenden Grenzwert nach Immissionsschutzgesetz Luft von 50 mg/m$^3$ PM10 als auch unter dem zukünftigen von 45 mg/m$^3$ PM10 (neue EU-Luftqualitätsrichtlinie, gültig ab 2030).

Die in Jois gemessenen Halbstundenmittelwerte für $NO_2$ am 13.1.2024 erreichten tagsüber, während des Schilfbrandes maximal 18,4 mg/m$^3$, in den Abendstunden 36,8 mg/m$^3$. Auch bei Überlagerung dieser Hintergrundwerte mit lokalen Spitzenwerten bis 50 mg/m$^3$, wie sie die Ausbreitungsrechnung für den 13.1.2024 ergeben hat, liegt die $NO_2$-Gesamtbelastung unter der Hälfte des geltenden Grenzwerts.

Die Ausbreitungsrechnung mit demselben Freisetzungsszenario für das gesamte Jahr 2023 zeigt die für jeden Gitterpunkt im Untersuchungsgebiet maximal zu erwartende Immission infolge eines vergleichbaren Schilfbrandereignisses bei den jeweils ungünstigsten meteorologischen Verhältnissen. Erwartungsgemäß treten diese bei jener Windrichtung auf, bei welcher eine direkte Anströmung von der Brandfläche erfolgt. Die Windgeschwindigkeit beeinflusst sowohl die Entwicklung des Feuers als auch Form und Höhe der Rauchwolken. Wie Abb. 3 veranschaulicht, steigen die Rauchwolken bei höheren Windgeschwindigkeiten weniger auf und sind windabwärts geneigt. Die Windgeschwindigkeit führt in weiterer Entfernung zu einer besseren Durchmischung des Rauchgases mit Umgebungsluft, im Nahbereich des Brandgeschehens sind jedoch leeseitig des Brandes bei höheren Windgeschwindigkeiten höhere Immissionswerte zu erwarten. Grundsätzlich treten höhere Immissionswerte bei stabiler atmosphärischer Schichtung, insbesondere bei bodennahen Temperaturinversionen auf, wie sie in den Wintermonaten, insbesondere in den Morgen- und Abendstunden vorherrschen.

Die Darstellung der berechneten maximalen PM10-Tagesmittelwerte aus der Jahressimulation (Abb. 19 Modellierte maximale Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM10) im Jahr 2023 in den untersten 3 m über Grund auf Basis der vom Umweltbundesamt ermittelten Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha von 41,7 kg/ha PM10) zeigt, dass auch bei den jeweils ungünstigsten

meteorologischen Bedingungen (hinsichtlich Windrichtung, Windgeschwindigkeit und atmosphärischer Stabilität) die höchsten Immissionswerte infolge eines Schilfbrands bei Jois mit etwa 16ha Brandfläche im gesamten Untersuchungsgebiet im Tagesmittel unter 10 mg/m$^3$ PM10 betragen. Im Rechenergebnis für PM2,5 (Abb. 20 Modellierte maximale Tagesmittelwerte für Feinstaub (PM2,5) im Jahr 2023 in den untersten 3 m über Grund auf Basis der vom Umweltbundesamt ermittelten Gesamtemission für 7t Trockenmasse/ha von 39,6 kg/ha PM2,5) ist zu sehen, dass bei den ungünstigsten meteorologischen Verhältnissen innerhalb der nächsten ein bis zwei Kilometer von der Brandfläche maximale Tagesmittelwerte zwischen 5 und 10 mg/m$^3$ PM2,5 resultieren und Immissionswerte infolge eines Schilfbrandes mit etwa 16ha Brandfläche zwischen 0,75 und 5 mg/m$^3$ PM2,5 nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet denkbar sind.
Modellrechnungen dieser Art können in der Raumplanung verwendet werden, um Schutzabstände unter Berücksichtigung geplanter und ungeplanter Schilfbrände zu ermitteln. Anhand der Fallstudien in Abb. 21 bis Abb. 24 wurde gezeigt, dass bei der Planung eines Brandmanagements neben den Windverhältnissen und der Menge der freigesetzten Luftschadstoffe auch die Form der Brandfläche einen entscheidenden Einfluss auf die Höhe der maximal zu erwartenden Immissionswerte hat. Die Überlagerung der Rauchwolken einer größeren Brandfläche führen zu höheren Immissionswerten als eine eher linienförmige Anordnung quer zur vorherrschenden Windrichtung. PM10-Tagesmittelwerte in der Größenordnung des Grenzwerts bei zusätzlicher Berücksichtigung der Hintergrundbelastung sind bei einer Brandfläche von 60ha im Zentrum des betroffenen Gebiets nicht auszuschließen. Andererseits zeigt das Beispiel einer 120ha großen Brandfläche, dass bei den Windverhältnissen des 13.1.2024 auch ein Schilfbrand dieses Flächenumfangs in den Siedlungsgebieten zu keiner grenzwertrelevanten Erhöhung der Feinstaubwerte geführt hätte.

Basierend auf Wettervorhersagedaten kann das Ausbreitungsmodell bei der konkreten Planung eines zukünftigen Brandmanagements (Lage, Größe der Brandfläche) eingesetzt werden, um genauere Entscheidungsgrundlagen in Hinblick auf die Absicherung der lokalen Luftqualität zu schaffen.

Als Schlüsselparameter, die bei der Planung und Umsetzung von einem zukünftigen Brandmanagement Berücksichtigung finden müssten, sind in Hinblick auf die Luftqualität jedenfalls Windrichtung und Windgeschwindigkeit sowie die prognostizierte Veränderung der Windverhältnisse im Tagesverlauf zu nennen. Auf diese Weise kann die direkte Beeinträchtigung der nächsten Siedlungsgebiete jedenfalls vermieden werden.
Ein weiterer Schlüsselparameter ist die im Zuge des Brandmanagements freigesetzte Menge an Luftschadstoffen. Diese ist einerseits abhängig von der Menge Trockenmasse des

Brandmaterials, andererseits von der Größe, aber auch Form der geplanten Brandfläche – insbesondere in Relation zur Windrichtung. Ein eher länglicher Brandstreifen quer zur Windrichtung ergibt zwar ein größeres Gebiet, welches von einer zumindest leichten Erhöhung der Luftschadstoffkonzentrationen betroffen ist, aber geringere Maximalwerte. Bei einer kompakten Brandfläche überstreichen die Rauchwolken im Vergleich zum vorher genannten Fall ein kleineres Gebiet, führen jedoch zu höheren Immissionswerten im Zentrum des betroffenen Gebiets. Ob die höchsten durch den Brand bedingten Immissionswerte zu Grenzwertüberschreitungen führen könnten, ist letztlich auch von der bestehenden Hintergrundbelastung für den jeweiligen Luftschadstoff abhängig.

Sollen Ausbreitungsrechnungen als Planungshilfe für das Brandmanagement dienen, so ist die möglichst genaue Beschreibung der Freisetzung vorab erforderlich. Hierzu sollte insbesondere die Trockenmasse des Schilfs vorab ermittelt werden, um die Gesamtemission möglichst genau abschätzen zu können. Beginn, Ende sowie zeitliche und räumliche Variabilität des Abbrennens können in der Ausbreitungsrechnung berücksichtigt werden, sofern sie vorab hinreichend genau definiert wurden.
Wie durch einen Vergleich zwischen Fallbeispielen mit gleich großer länglicher und kompakter Brandfläche im Projektbericht verdeutlicht wird, ist die Größe einer Brandfläche gegenüber der Form derselben von nachgeordneter Bedeutung. Auch in Hinblick auf die Gesamtemission an Luftschadstoffen ist die Größe der Brandfläche gegenüber der insgesamt vorhandenen Trockenmasse von nachgeordneter Bedeutung.
Andere meteorologische Parameter wie Temperatur, Luftfeuchte und Luftdruck sind für die Ausbreitungsrechnung nicht relevant. Ob das Brandmanagements an einem Wochentag oder Wochenende stattfindet, kann eventuell in Hinblick auf die bestehende Hintergrundbelastung relevant sein, ist aber jedenfalls von nachgeordneter Bedeutung.

## Literatur

Andrews, P.L. (2009): BehavePlus fire modeling system, version 5.0: Variables. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-213WWW Revised. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 107p.

Andrews, P.L. (2014): Current status and future needs of the BehavePlus Fire Modeling System. International Journal of Wildland Fire 2014, 23, 21–33 http://dx.doi.org/10.1071/WF12167

Beer, T. (1990): The interaction of wind and fire. Boundary- Layer Meteorology 54: 287-308.

Filkov, A I., Tihay-Felicelli, V., Masoudvaziri, N., Rush, D., Valencia, A. et al. (2023): A review of thermal exposure and fire spread mechanisms in large outdoor fires and the built environment Fire safety journal, 140: 10387. ttps://doi.org/10.1016/j.firesaf.2023.103871

Finney, M.A., McAllister, S.S. (2011): A review of fire interactions and mass fires. Journal of Combustion. 2011: Article ID 548328.
Finney, M. A. (2004): FARSITE: Fire Area Simulator-model development and evaluation . Res. Pap. RMRS-RP-4, Revised 2004, Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 47 p.

Fons, W. (1946): Analysis of fire spread in light forest fuel. J. Agr. Res. 72(3), 93-121

Goodrick, S.L., Achtemeier, G.L., Larkin, N.K., Liu, Y., Strand, T.M. (2013): Modelling smoke transport from wildland fires: a review. International Journal of Wildland Fire 2013, 22, 83–94 http://dx.doi.org/10.1071/WF11116

Ghodrat, M.; Shakeriaski,F.; Nelson, D.J.; Simeoni, A. (2021): Existing Improvements in Simulation of Fire-Wind Interaction and Its Effects on Structures. Fire 2021, 4, 27. https://doi.org/10.3390/fire4020027

Haiden, T., Kann, A., Wittmann, C., Pistotnik, G., Bica, B., and Gruber, C. (2011): The Integrated Nowcasting through Comprehensive Analysis (INCA) system and its validation over the Eastern Alpine region. Wea. Forecasting, 26, 166-183, doi: 10.1175/2010WAF2222451.1.

Hanwen G., Dong Xiang, Peiyao Zhang, Yunji Gao, Yuchun Zhang, Linyi Kong (2023): Effects of Wind on Heat Transfer and Spread of Different Fire Lines Across a Pine Needle Fuel Bed, Combustion Science and Technology, DOI: 10.1080/00102202.2023.2273329

Janicke Consulting (2019): Dispersion Model LASAT Version 3.4 Reference book

Larkin, N.K., O'Neill, S.M., Solomon, R., Raffuse, S., Strand, T., Sullivan, D.C., Krull, C., Rorig, M., Peterson, J.L., Ferguson, S.A. (2009): The BlueSky smoke modeling framework. International Journal ofWildland Fire 2009, 18, 906–920

Liu, Y., Kochanski, A, Baker, K.R., Mell, W., Linn, R., Paugam, R., Mandel, J., Fournier, A., Jenkins, M.A., Goodrick, S., Achtemeier, G., Zhao, F., Ottmar, R., French, N.H., Larkin, N.,

Brown, T., Hudak, A., Dickinson, M., Potter, B., Clements, C., Urbanski, S., Prichard, S., Watts, A., McNamara, D (2019): Fire behavior and smoke modeling: Model improvement and measurement needs for next-generation smoke research and forecasting systems. Int.J. Wildland Fire 28 (8), 570. doi: 10.1071/wf18204. PMID: 32632343; PMCID: PMC7336523.

Mallia, D.V., Kochanski, A.K., Urbanski, S.P., Lin, J.C. (2018): Optimizing Smoke and Plume Rise Modeling Approaches at Local Scales. Atmosphere 2018, 9, 166; doi:10.3390/atmos9050166

Morvan, D. (2014): Wind Effects, Unsteady Behaviors, and Regimes of Propagation of Surface Fires in Open Field. Combustion Science and Technology, 186:7, 869-888, DOI: 10.1080/00102202.2014.885961

Rothermel, R. C. (1972): *A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels*. Ogden: Forest Service, US Department of Agriculture.

Rothermel, Richard C. (1983): How to Predict the Spread and Intensity of Forest and Range Fires. USDA Forest Service General Technical Report INT-143. Ogden, UT. 168 pages.

TA-Luft (2002): Aktuelle Immissionsschutzrechtliche Anforderungen an den Anlagenbetreiber. Dr. Dieter Jost. WEKA Fachverlag für technische Führungskräfte GmbH.; Stand Oktober 2002.

Umweltbundesamt (2020): Leitfaden UVP und IG-L, Umgang mit Überschreitungen von Immissionsgrenzwerten von Luftschadstoffen in UVP-Verfahren. www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0737.pdf

Vacchiano, G., Ascoli, D. (2015) Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria; https://cran.r-project.org/web/packages/Rothermel

VDI 3945 Blatt 3 (2000): „Umweltmeteorologie. Atmosphärische Ausbreitungsmodelle. Partikelmodell", Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN – Normenausschuss.

# UMWELTBUNDESAMT, EMISSIONS- UND TREIBHAUSGASBILANZIERUNG – PRÄSENTATIONSFOLIEN VOM 22. MAI 2024

Autor:innen: Iris Buxbaum, Siegmund Böhmer, Erwin Moldaschl, Edit Parada

## Folie 1 – Emissionsbilanzierung - Klassifizierung und Trockengewicht

1. Klassifizierung des Schilfs nach Csaplovics und Schmid:
   Klasse III.A und Klasse III.Aa: veraltete und aufgelockerte Schilfbestände
2. Das Trockengewicht wurde aus der Studie Krail et al. mit einem Wert von 17 t/ha angenommen.

**Klassifikationsergebnis des nördlichen Teils von Neusiedler See**

| | | | | |
|---|---|---|---|---|
| I.A | 110 | III.Aa | 311 | |
| I.B | 120 | III.Ab | 312 | |
| II.A | 210 | III.B | 320 | |
| II.Aa | 211 | IV.A | 410 | |
| II.Ab | 212 | IV.B | 420 | |
| II.Ac | 213 | V.A | 510 | |
| II.B | 220 | V.B | 520 | |
| III.A | 310 | V.Ba | 521 | |



*Quelle: Csaplovics und Schmidt*

umweltbundesamt

## Folie 2 – Emissionsbilanzierung

- Emissionsfaktoren:
  - aus dem EMEP/EEA- air pollutant emission inventory guidebook 2023
- Ergebnisse der Berechnungen:

| | Spezifisch pro Hektar | Spezifisch pro Hektar | Einheit |
|---|---|---|---|
| **Gewicht** | 17,0 [1] | 7,2 [2] | t/ha |
| **$NO_x$** | 41,1 | 17,3 | kg/ha |
| **CO** | 1.009,5 | 423,7 | kg/ha |
| **NMVOC** | 108,0 | 45,3 | kg/ha |
| **$SO_x$** | 5,1 | 2,2 | kg/ha |
| **$NH_3$** | 41,1 | 17,3 | kg/ha |
| **$PM_{10}$** | 99,4 | 41,7 | kg/ha |
| **$PM_{2,5}$** | 94,3 | 39,6 | kg/ha |
| **Benzo(a)pyrene** | 1,2 | 0,5 | g/ha |
| **Benzo(b)fluoranthene** | 2,1 | 0,9 | g/ha |
| **Benzo(k)fluoranthene** | 1,5 | 0,6 | g/ha |

[1] Studie Krail et al.
[2] TU Wien

**Spezifische Emissionfaktoren für Reis**

| Tier 2 emission factors | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Code | Name | | | |
| **NFR Source Category** | 3.F | Field burning of agricultural residues | | | |
| **Fuel** | NA | | | | |
| **SNAP (if applicable)** | 1003 | On-field burning of stubble, straw,... | | | |
| **Technologies/Practices** | Burning Rice | | | | |
| **Region or regional conditions** | NA | | | | |
| **Abatement technologies** | NA | | | | |
| **Not applicable** | | | | | |
| **Not estimated** | PCDD/F, HCB, PCBs | | | | |
| **Pollutant** | **Value** | **Unit** | **95% confidence interval** | | **Reference** |
| | | | **Lower** | **Upper** | |
| $NO_x$ | 0.0024 | kg kg-1 dry matter | 0.0018 | 0.0028 | Jenkins et al. (1996) |
| CO | 0.0589 | kg kg-1 dry matter | 0.0314 | 0.0987 | Jenkins et al. (1996) |
| NMVOC | 0.0063 | kg kg-1 dry matter | 0.0034 | 0.0117 | Jenkins et al. (1996) |
| $SO_x$ | 0.0003 | kg kg-1 dry matter | 0.0001 | 0.0006 | Jenkins et al. (1996) |
| $NH_3$ | 0.0024 | kg kg-1 dry matter | 0.0012 | 0.0036 | Lee & Atkins (1994) |
| TSP | 0.0058 | kg kg-1 dry matter | 0.0035 | 0.0078 | Jenkins et al. (1996) |
| $PM_{10}$ | 0.0058 | kg kg-1 dry matter | 0.0035 | 0.0077 | Jenkins et al. (1996) |
| $PM_{2.5}$ | 0.0055 | kg kg-1 dry matter | 0.0031 | 0.0074 | Jenkins et al. (1996) |
| BC | 500 | mg kg-1 dry matter | 150 | 1000 | Turn et al. (1997) |
| Pb | 0.072 | mg kg-1 dry matter | 0.036 | 0.144 | Turn et al. (1997) |
| Cd | 0.16 | mg kg-1 dry matter | 0.08 | 0.32 | Turn et al. (1997) |
| Hg | 0.033 | mg kg-1 dry matter | 0.0165 | 0.066 | Turn et al. (1997) |
| As | 0.091 | mg kg-1 dry matter | 0.00455 | 0.0182 | Turn et al. (1997) |
| Cr | 0.10 | mg kg-1 dry matter | 0.05 | 0.2 | Turn et al. (1997) |
| Cu | 0.088 | mg kg-1 dry matter | 0.044 | 0.176 | Turn et al. (1997) |
| Ni | 0.045 | mg kg-1 dry matter | 0.0225 | 0.09 | Turn et al. (1997) |
| Se | 0.048 | mg kg-1 dry matter | 0.024 | 0.096 | Turn et al. (1997) |
| Zn | 0.92 | mg kg-1 dry matter | 0.46 | 1.84 | Turn et al. (1997) |
| Benzo(a)pyrene | 0.072 | mg kg-1 dry matter | 0.026 | 0.144 | Jenkins et al. (1996b) |
| Benzo(b)fluoranthene | 0.120 | mg kg-1 dry matter | 0.060 | 0.239 | Jenkins et al. (1996b) |
| Benzo(k)fluoranthene | 0.088 | mg kg-1 dry matter | 0.044 | 0.176 | Jenkins et al. (1996b) |
| Indeno(1,2,3-cd)pyrene | 0.055 | mg kg-1 dry matter | 0.028 | 0.110 | Jenkins et al. (1996b) |

*Quelle: EEA 2023*

umweltbundesamt

## Folie 3 - Emissionsbilanzierung

Laut Birdlife stellt das Abbrennen von Schilf eine mögliche Maßnahme zur Verjüngung dar; unter der Annahme, dass alle 15 Jahre der gesamte Schilfgürtel mit einer Fläche von 100 km² abgebrannt wird, müssten pro Jahr 667 ha abgebrannt werden

| | **Spezifisch pro Hektar** | **Einheit** | **Gesamt pro Jahr (667 Hektar)** | **Einheit** | |
|---|---|---|---|---|---|
| **Gewicht** | 14,1 [2] | t/ha | 9.398 | t | |
| **$NO_x$** | 33,8 | kg/ha | 22.556 | kg | |
| **CO** | 829,9 | kg/ha | 553.563 | kg | |
| **$PM_{10}$** | 81,7 | kg/ha | 54.510 | kg | ~30.000 Pellet-Hauszentralheizungen, bzw. 3.600 Holz-Allesbrenneröfen [3] |
| **$PM_{2,5}$** | 77,5 | kg/ha | 51.691 | kg | |
| **$SO_x$** | 4,2 | kg/ha | 2.820 | kg | |
| **NMVOC** | 88,8 | kg/ha | 59.210 | kg | |
| **$NH_3$** | 33,8 | kg/ha | 22.556 | kg | |
| **Benzo(a)pyrene** | 1,0 | g/ha | 0,68 | kg | |
| **Benzo(b)fluoranthene** | 1,7 | g/ha | 1,13 | kg | |
| **Benzo(k)fluoranthene** | 1,2 | g/ha | 0,83 | kg | |

**[2] Gewichtet für die gesamte Schilfgürtelfläche nach der Studie Krail et al.**
**[3] Eigene Berechnung Umweltbundesamt**

## Folie 4 – Emissionsbilanzierung - Literatur

BirdLife Österreich (Hg.) (2022): Schilfsterben und Vogelsterben gehen Hand in Hand BirdLife Österreich fordert nachhaltiges Schilfmanagement am Neusiedler See. Presseinformation. Online verfügbar unter https://www.birdlife.at/web/binary/saveas?filename_field=datas_fname&field=datas&model=ir.attachment&id=85860, zuletzt aktualisiert am 26.03.2024, zuletzt geprüft am 26.03.2024.

Csaplovics, Elmar; Schmidt, Jana (2009): Schilfkartierung Neusiedler See. Ausdehnung und Struktur der Schilfbestände des Neusiedler Sees – Projektmanagement, Erfassung und Kartierung des österreichischen Anteiles durch

Luftbildklassifikation. Hg. v. Naturschutzbund Burgenland. Naturschutzbund Burgenland.

EEA (2023): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2023. Technical guidance to prepare national emission inventories. Hg. v. European Environment Agency. Kopenhagen (EEA report, 06/2023). Online verfügbar unter https://www.eea.europa.eu//publications/emep-eea-guidebook-2023, zuletzt geprüft am 09.01.2024.

Krail, Jürgen; Rixrath, Doris; Kitzler, Hannes; Pfeifer, Christoph; Plank, Helmut; Ragossnig, Arne et al. (2013): ENEREED. Sustainable Energy Conversion from Reed. Fachhochschule Burgenland GmbH (NEUE ENERGIEN 2020, 821.882). Online verfügbar unter https://www.forschung-burgenland.at/fileadmin/user_upload/Dokumente/20131223_ENEREED_Endbericht_final.pdf, zuletzt geprüft am 11.03.2024.

## Folie 5 - Treibhausgas-Bilanzierung




- Wie viel $CO_2$, $CH_4$ und $N_2O$ wird durch die Verbrennung der Biomasse emittiert?

- Hintergrund: Im Rahmen der Österreichischen Luftschadstoff-Inventur (OLI) werden die Emissionen nach internationalen Richtlinien erhoben und gemäß internationaler Formate berichtet.

- Methodik aus Richtlinien des "Intergovernmental Panel on Climate Change" für nationale Treibhausgasinventuren: „2006er IPCC Guidelines“

## Folie 6 - Treibhausgas-Bilanzierung

Für die Berechnung der durch den Schilfbrand verursachten $CO_2$-, $CH_4$- und $N_2O$ - Emissionen wurde die spezifisch für Brandemissionen bereitgestellte Formel 2.27 der 2006 IPCC Richtlinien angewandt.

$$L_{fire} = A * MB * C_f * G_{EF} * 10^{-3}$$

$L_{fire}$...Menge an Treibhausgasen, die beim Brand verursacht werden (Tonne Treibhausgas)

A...Fläche des Brandes (ha) → Luftbildauswertung

MB...Masse an verfügbarem Brennstoff (Tonne Trockenmasse/ha)

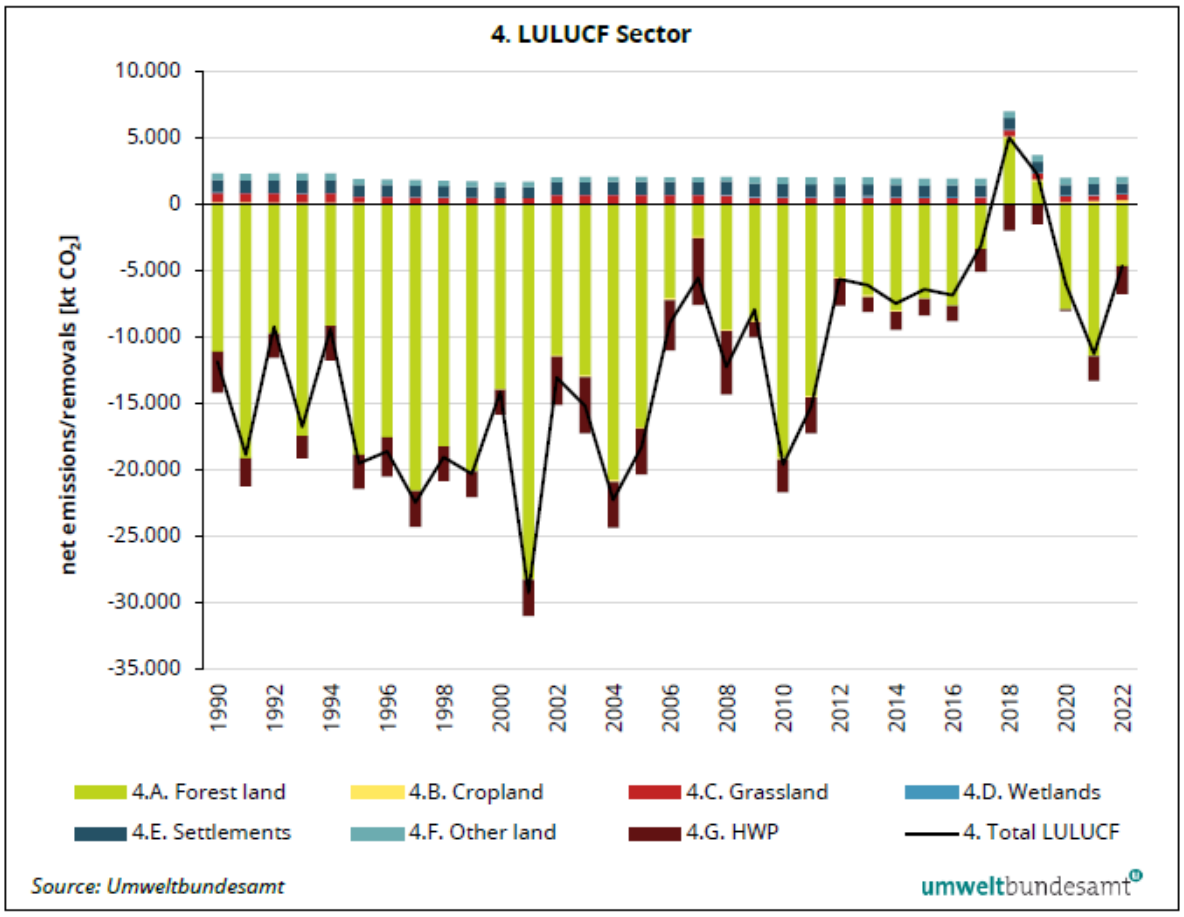
$C_f$...Verbrennungsfaktor → Auswertung Probeflächen

$G_{EF}$...Emissionsfaktor (Gramm/Kilogramm Trockenmasse) → Literatur/ IPCC Guidlines

Eingangsdaten wie Emissionsbilanzierung

## Folie 7- Treibhausgas-Bilanzierung - Vorläufige Ergebnisse

| Abkürzung | Faktoren | Pro Hektar | Management V1 | Management V2 |
|---|---|---|---|---|
| A | Gesamtfläche Schilfbrand (ha) | **1** | **668** | **668** |
| MB | Biomasse dm Zeitpunkt Brand (t/ha) | **17,14** | **17,14** | **7,19** |
| $C_f$ | Combustion Factor | **1** | **1** | **1** |
| $G_{ef}$ $CO_2$ | Emission factor (g kg^-1 dm); $CO_2$ | 1656 | 1656 | 1656 |
| $G_{ef}$ $CH_4$ | Emission factor (g kg^-1 dm); $CH_4$ | 1,6 | 1,6 | 1,6 |
| $G_{ef}$ $N_2O$ | Emission factor (g kg^-1 dm); $N_2O$ | 0,21 | 0,21 | 0,21 |
| $L_{fire}$ - $CO_2$ | $CO_2$ emission t | 28,38 | 18960,41 | 7957,31 |
| $L_{fire}$ - $CH_4$ | $CH_4$ emission t | 0,03 | 18,32 | 7,69 |
| $L_{fire}$ - $N_2O$ | $N_2O$ emission t | 0,004 | 2,40 | 1,01 |
| GWP $CH_4$ (*28) | $CO_2$-eq $CH_4$ emission | 0,77 | 512,94 | 215,27 |
| GWP $N_2O$ (*265) | $CO_2$-eq $N_2O$ emission | 0,95 | 637,17 | 267,41 |
| | **Total emissions t CO2eq** | **30** | **20111** | **8440** |




## FOLIE 8

**Siegmund Böhmer**
Teamleitung Luftreinhaltung & Gebäude
+43 664 9668676
siegmund.boehmer@umweltbundesamt.at

**Erwin Moldaschl**
Nationale Emissionsinventuren
+43 664 88710818
erwin.moldaschl@umweltbundesamt.at

**Edit Parada**
Luftreinhaltung & Gebäude
+43 664 8490752
edit.parada@umweltbundesamt.at

# HYDROÖKOLOGISCHES MONITORING DES SCHILFBRANDS JOIS IM RAHMEN DES PILOTPROJEKTS BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL (BRAMASCHI)

Hydroecological monitoring of the Jois reedbed fire as part of the reedbed fire management pilot project (BraMaSchi)

Autor:innen: Mag. Roland Hainz, Dr. Monika Großschartner, Dr. Georg Wolfram

DWS Hydro-Ökologie GmbH
Margaretenstraße 85/3
1050 Wien

## Abstract (Deutsch)

Im Rahmen des Pilotprojekts Brandmanagement Schilfgürtel (BraMaSchi) wurden an fünf in Blänken und Kanälen gelegenen Probenstellen innerhalb und an drei Stellen außerhalb des Brandgebietes Wasserproben entnommen und Messungen durchgeführt. Die Proben wurden kurz vor und nach dem Schilfbrand sowie einen Monat später auf hydrochemische Parameter und biologische Parameter untersucht (Phytoplankton und Zooplankton qualitativ), ergänzt durch Temperaturlogger, um Veränderungen durch den Schilfbrand zu dokumentieren. Eine dicke Eisdecke verhinderte, dass sich der Schilfbrand kurzfristig auf die Blänken und Kanäle auswirkte. Die Nachuntersuchung einen Monat später deutete auf Unterschiede zwischen den Gebieten hin (teilweise verringerter Nährstoffgehalt und geringere Biomasse im Brandgebiet), welche eher mit Austauschprozessen durch den See erklärbar sind.

## Abstract (Englisch)

As part of the reedbed fire management pilot project (BraMaSchi), water samples were taken and measurements were conducted at five sampling sites in pools and channels within the burn area and at three sites outside the burn area. The samples were analysed shortly before and after the reed fire as well as one month later for hydrochemical parameters and biological parameters (phytoplankton and zooplankton, qualitatively), and supplemented by temperature loggers, to document changes caused by the reed burn. A thick ice cover prevented the reed fire from having a short-term effect on the water of pools and channels. The follow-up study one month later indicated differences between the areas (partially reduced nutrient content and lower biomass in the burn area), which are more likely to be explained by exchange processes through the lake.

Corresponding Author: Dr. Georg Wolfram

## Einleitung / Forschungsfrage / Forschungsziel

Zum Gebiet des Neusiedler Sees gehört ein ausgedehnter Schilfgürtel, welcher je nach Wasserstand geflutet oder – bei niedrigerem Wasserstand – teilweise nur von wasserführenden Kanälen durchzogen ist. Im Schilfgürtel des Neusiedler Sees traten in der Vergangenheit immer wieder Schilfbrände auf (Csaplovits et al, 2020), die die Organismen des Gebietes direkt oder indirekt beeinflussen. Aus vogelkundlicher (Nemeth et al. 2022) und ökologischer Sicht (Wolfram et al. 2020a) stellte sich in den vergangenen Jahren die Frage, ob eine Brandbewirtschaftung der Schilfbestände nicht eine geeignete Option wäre, Vorteile für den Naturschutz und den Neusiedler See zu erzielen. Da derzeit ein entsprechendes Management gesetzlich nicht erlaubt ist (Immissionsschutzgesetz-Luft – IG-L, BGBl. I Nr. 115/1997; sowie BLRG wurde das Pilotprojekt BraMaSchi initiiert. Dessen Ziel war es, im Rahmen einer Feuerwehrübung und damit unter kontrollierten Bedingungen die vielfältigen Effekte und Auswirkungen eines Schilfbrandes durch Forschung zu dokumentieren.

Zu den von einem Schilfbrand beeinflussten Lebensräumen zählen auch die Wasserflächen mit ihren vielfältigen Organismen. Die vorliegende Studie hatte zum Ziel, entsprechende Effekte darzustellen, und falls nachweisbar, zu dokumentieren.

### *Ausgangssituation und Wissenstand*

Schilfbranduntersuchungen von anderen Gebieten lassen sich auf den Neusiedler See mit seinem speziellen Chemismus naturgemäß nur bedingt vergleichen. Frühere Schilfbrände wurden am Neusiedler See (auch aufgrund des oft unvorhergesehenen Auftretens) aus limnologischer Sicht bisher meist nur punktuell und wenig systematisch untersucht. Die Studie von Kusel-Fetzmann und Spatzierer (1986) bildet hier eine Ausnahme, da damals nach dem größeren Schilfbrand vom 02.01.1984 an der Nordwestseite des Neusiedler Sees die Gelegenheit genutzt wurde, Wasserflächen – insbesondere nahe dem Purbacher Kanal und im Wulkadelta – regelmäßig zu beproben. Dabei wurden teilweise auch physikalisch-chemische und hydrochemische Parameter erhoben, aber nicht an allen Terminen und Stellen. Im Gegensatz zur aktuellen Studie dauerte die Untersuchung 1984 länger als ein halbes Jahr und umfasste bis zu neun Termine, fallweise erfolgte nach über einem Jahr noch eine Nachuntersuchung. Verglichen wurden weiters die Wasserflächen einiger Brandflächen mit Schilfschnitt- und Altschilfflächen, ergänzt durch Laborversuche zum Auslaugverhalten von Winterschilf und Schilfasche. Im Wesentlichen wurde dabei festgestellt, dass nur unmittelbar nach einem Brand ein höherer Nährstoffeintrag über die Asche in das Gewässer stattfindet, verglichen mit ins Wasser fallendem Altschilf. Dafür sei die Gesamtbelastung auf längere Sicht wesentlich geringer, da durch den Brand die organische Materie zum größeren Teil aus dem System entfernt wird und die verbleibende Belastung mit Orthophosphat ($PO_4$-P) und Ammonium ($NH_4$-N) um rund 58% bzw. 70% verringert wurde. Eine unvollständige Verbrennung der Schilf-

halme wird von Kusel-Fetzmann und Spatzierer (1986) als Quelle für verbleibende Nährstoff-freisetzungen genannt, die jedoch immer geringer war als jene bei der Auslaugung intakter Schilfhalme. Aufgrund der raschen Abbaueigenschaften des Wassers des Neusiedler Sees zeigten diese Analysen bereits nach drei Wochen, dass der P und N-Gehalt der Schilfhalme nahezu vollständig in Lösung gegangen war. Das bestätigt Untersuchungen von Hietz (1989, 1992) zur Freisetzung von Nährstoffen aus dem Schilf-Litter.

Hinsichtlich der Lebensgemeinschaften wurden von Kusel-Fetzmann und Spatzierer (1986) planktische und benthische Algen sowie aquatische Bakterien in Kanälen wie auf den Schilfflächen untersucht. Zusammenfassend fanden die Autoren, dass die Lebensgemeinschaften wenige Monate nach der „Katastrophe“ des Schilfbrandes wiederhergestellt waren. Ein kurzfristiger Nährstoffeintrag durch den Brand war geringer als in Altschilfbeständen, wo eine verstärkte Sauerstoffzehrung, $H_2S$-Bildung und vermehrt Schwefelbakterien festgestellt wurden.

Die Gemeinschaft des Zooplanktons wurde in der Studie von Kusel-Fetzmann und Spatzierer (1986) nicht berücksichtigt. Erste Analysen dazu wurden (zusammen mit einigen hydro-chemischen Parametern) nach dem Schilfbrand von Illmitz vom April 2020 durchgeführt (Groß-schartner 2021). Einzelne Termine nach einem derartigen Ereignis sind jedoch ob der großen natürlichen Schwankungsbreite immer schwierig zu interpretieren und Befunde nur einge-schränkt mit dem Ereignis in kausalen Zusammenhang zu stellen. Dafür ist ein kontrollierter Versuch nötig, mit Vor- und Nacherhebung sowie unbeeinflussten Referenzstellen (BACI-Methode: before/after + control/impact).

Das Projekt BraMaSchi bot die Gelegenheit für eine entsprechende Studie, zu der die DWS Hydro-Ökologie von der als Koordinator des Projektes fungierenden Biologischen Station Illmitz beauftragt wurde.

Als spezielle Fragestellungen für die vorliegende Untersuchung ergaben sich unter anderem folgende Punkte:

1. *Beeinflusst ein Schilfbrand die aquatischen Lebensgemeinschaften hinsichtlich Artenzusammensetzung, Abundanz oder Biomasse? Wenn ja, in welchem Ausmaß und wie nachhaltig?*
2. *Führt ein Schilfbrand zu nennenswerten Veränderungen im Chemismus der Wassersäule nahegelegener Kanäle oder Blänken (physikalisch-chemische Parameter, Nährstoffe, Grundchemismus/Mineralstoffe, DOC/DON)?*
3. *Aus Punkt 2 abgeleitet: Sind die Auswirkungen, sofern nachweisbar, lokal oder über Wasseraustausch auch in anderen Bereichen des Schilfgürtels (oder im offenen See) spürbar?*

## Methodik

### Termine und Probenstellen

Die Auswahl der limnologischen Probenstellen erfolgte nach gemeinsamer Begehung des für den Schilfbrand freigegebenen Projektgebietes (rote umrandete Fläche in Abb. 1) am 27.11.2023 und der Festlegung der Rahmenbedingungen für die Durchführung der Feuerwehrübung (Bereitschaft aller eingebundenen Institutionen, Wind aus nördlichen Richtungen, etc.). Bedingungen für die Probenstellen waren über den Projektzeitraum dauernde Wasserführung, gute Zugänglichkeit und Erreichbarkeit. Für die genauere Auswahl der Stellen war es weiters entscheidend zu wissen, welche Fläche abgebrannt werden sollte und welche nicht. Aufgrund der Überlegung, dass nur bei Wind aus nördlichen Richtungen gebrannt wird, und der Angabe der Feuerwehr, das Feuer bei dem nördlichen Eck des Projektareals am Joiser Hafen zu starten, wurden drei „Brandstellen“ (Bra-1, Bra-2 und Bra-3) in Wasserflächen möglichst nahe dazu im Projektareal ausgewählt (Abb. 1). Als Referenzstellen wurden drei weitere Stellen außerhalb des Projektareals, aber so nahe wie möglich dazu ausgewählt (Ref-1, Ref-2 und Ref-3). Um auch bei niedrigen Wasserständen die Wasserflächen erreichen zu können, wurden Stellen entlang der Kanäle ausgewählt, wobei Bra-2, Bra-3, Ref-2 und Ref-3 sich mittig im Kanal befanden, Bra-1 und Ref-1 dagegen mittig in einem Seitenbecken von etwa 5-6 m Durchmesser.

An jeder der sechs Stellen wurde ein Temperaturlogger (HOBO MX2202) unter Wasser installiert, um Informationen über eine allfällige Temperaturerhöhung durch das Feuer zu erhalten. Die Logger wurden an den Stellen der ersten Probenahme im Kanal nordostseitig am Schilfrand in verschiedenen Tiefen exponiert. Die Logger Bra-1 und Ref-1 befanden sich genau an der Probenstelle mittig im Seitenbecken. Zwei weitere Temperaturlogger wurden außerhalb des Brandareals etwa einen halben Meter über dem Boden an einem Holzpfahl befestigt, um den ungefähren Verlauf der Lufttemperatur dokumentieren zu können (allerdings ohne das optionale Sonnenschutzschild). Einer davon (Air Ref-3) wurde am 15.01. nach dem Brand tiefer in das Brandareal hin verlegt und entsprechend der Stelle umbenannt (Air Bra-4). Nach dem Brand zeigte sich, dass im Gegensatz zur Planung wesentlich geringere Teile des Projektareals abgebrannt waren (Abb. 2), sodass keine einzige der drei ursprünglichen „Brandstellen“ (Bra-1, Bra-2 und Bra-3) an eine tatsächliche Schilfbrandfläche angrenzte. Daher wurde bei der Untersuchung nach dem Brand (15.01.) beschlossen, eine Probenstelle (Bra-2) weiter in den Kanal zu einer Brandfläche hin zu verlegen und umzubenennen (Bra-2neu) sowie eine weitere Probenstelle angrenzend an eine weitere Brandfläche (Bra-4) in einem kleineren Kanal zusätzlich zu nehmen. Einen Überblick über die beprobten Stellen und Termine und den aus der räumlichen Nähe zu den Brandflächen abgeleiteten Brandeinfluss gibt Abb. 3.

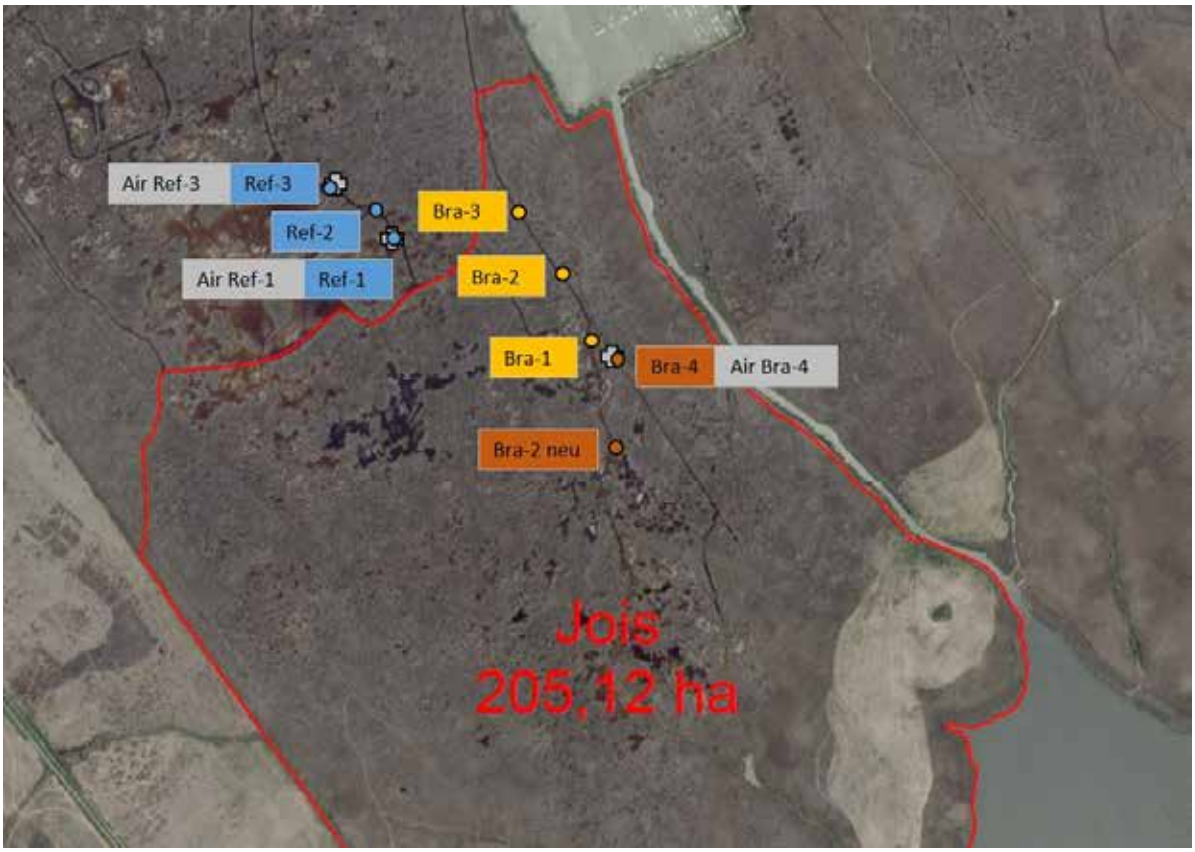



*Abb. 1 Probenstellen im rot umrandeten Brandareal (Bra-1, Bra-2, Bra-2 neu, Bra-3 und Bra-4) und Referenzstellen außerhalb davon (Ref-1, Ref-2 und Ref-3).*

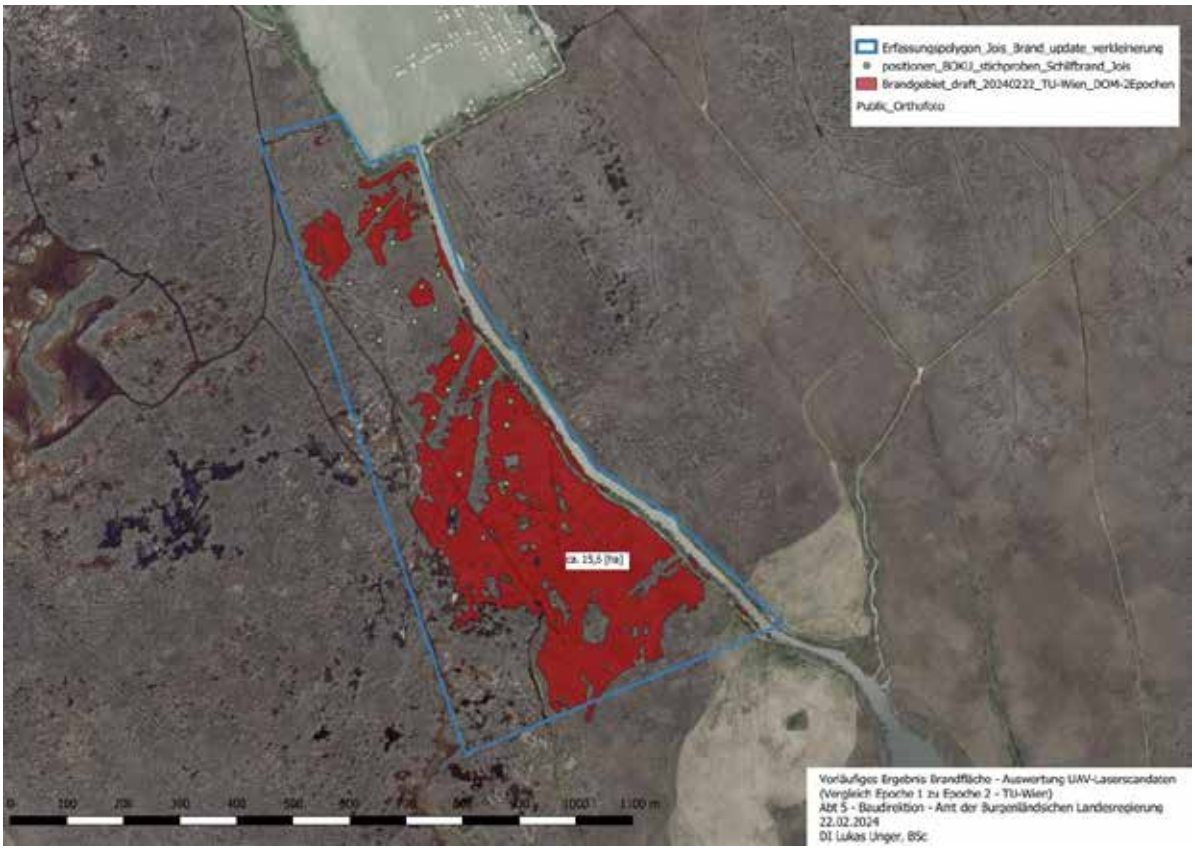



*Abb. 2 Vom Schilfbrand am 13.01.2024 tatsächlich erfasste Flächen (rot). Karte zur Verfügung gestellt von der Abt. 5 Baudirektion des Amtes der Bgld. Landesregierung*

| Probenstelle | S1 vor Schilfbrand<br>10.01.2024 | S2 nach Schilfbrand<br>15.01.2024 | S3 Nachuntersuchung<br>14.02.2024 |
|---|---|---|---|
| Bra-2 neu | - | S / ja | S / ja |
| Bra-4 | - | S / ja | S / ja |
| Bra-1 | S / nein | S / gering | S / gering |
| Bra-2 | S / nein | - | - |
| Bra-3 | S / nein | S / gering | S / gering |
| Ref-1 | S / nein | S / nein | S / nein |
| Ref-2 | S / nein | S / nein | S / nein |
| Ref-3 | S / nein | S / nein | S / nein |

S … Sampling Brandeinfluss (entsprechend Nähe zu Brandflächen)

*Abb. 3 Übersicht über die Probenstellen und Termine. Abhängig von der räumlichen Nähe abgeleiteter Brandeinfluss.*

### Hydrochemie

*Probenahme:* Die Entnahmen für die hydrochemischen Proben bzw. die Messungen der physikalisch-chemischen Feldparameter fanden vom Boot aus statt. Bei den Eisprobenahmen wurden Löcher in die Eisdecke gehackt, um das darunterliegende Wasser zu erreichen. Sowohl die Probenahme auch die Analysen erfolgten im Rahmen der Akkreditierung des Labors der DWS Hydro-Ökologie. Die Wasserproben wurden gekühlt ins Labor gebracht, am selben Tag filtriert und den weiteren Analysen zugeführt.

*Organoleptischer Befund:* Aussehen (Farbe) und Geruch des Wassers wurde gemäß DEV B1/2 (DIN 38402) ermittelt. Für die Färbung wurde ein 3-stelliger Code zur Charakterisierung der Intensität, der Haupt- und der Nebenfarbe angegeben (Intensität: 0 = keine, 1 = leicht, 2 = mäßig, 3 = stark; Farbe: 0 = farblos, 1 = weiß, 2 = grau, 3 = schwarz, 4 = gelb, 5 = orange, 6 = rot, 7 = grün, 8 = braun, 9 = blau). Die Aufnahme des Geruchs erfolgt anhand folgender Codes: 0 = geruchlos, 1 = erdig/modrig, 2 = fischig, 3 = fäkalartig, 4 = Öl/Benzin, 5 = $H_2S$. Ergänzend wurde die Trübe erfasst (0 = keine, 1 = leicht, 2 = mäßig, 3 = stark).

*Sichttiefe:* Die Sichttiefe wurde mittels Secchi-Scheibe (Ø = 30 cm) gemessen. War die Sicht bis zum Sediment gegeben, wurde dies gesondert notiert.

### Freiland

Die Messung der physikalisch-chemischen Parameter (Leitfähigkeit in µS $cm^{-1}$ (bei 25°C) nach ÖNORM EN 27888, Sauerstoff in mg $L^{-1}$ und relative Sättigung in % nach ISO 17289, Wassertemperatur in °C nach ÖNORM M 6616 und pH-Wert nach EN ISO 10523 (–log [H+]) erfolgte mit Handmessgeräten der Fa. WTW.

Phosphor: Die spektralphotometrische Analyse (ÖNORM EN ISO 6878) der gelösten Phosphorfraktionen (SRP = „soluble reactive phosphorus“ als Orthophosphat-P, DP) erfolgte jeweils aus dem Probenfiltrat (Filtration über einen 0,45 µm Membranfilter). Die Gesamtfraktion (TP) wurde aus der Rohprobe analysiert. Die Bestimmung von Gesamtphosphor (TP) und gelöstem Phosphor (DP) erforderte den Aufschluss der Rohprobe beziehungsweise der filtrierten Probe mit Kaliumperoxodisulfat. Nach dem Aufschluss lagen die Fraktionen als Orthophosphat-Ionen vor. Diese reagieren in saurer Lösung mit Molybdat- und Antimon-Ionen zu einem Antimon-Phosphormolybdat-Komplex. Durch Reduktion mit Ascorbinsäure wandelt sich dieser Komplex in einen stark-gefärbten Molybdänblau-Komplex um, dessen Analyse am Spektralphotometer bei □ = 880 nm erfolgt. Der partikuläre Phosphor (PP) ergibt sich aus der Differenz zwischen TP und DP. Durch Subtraktion des SRP vom gesamten gelösten Phosphor erhält man zusätzlich eine Fraktion (SUP = „soluble unreactive phosphorus“ = kondensierte Phosphate, Polyphosphate, organische Phosphorverbindungen), welche für Algen einen zumindest potenziell (mittels Enzymspaltung) verwertbaren Phosphorpool darstellen.

Stickstoff: Ammonium-N ($NH_4$-N) wurde aus dem Probenfiltrat (Filtration über 0.45 µm Membranfilter) nach ÖNORM ISO 7150-1 (modifiziert) analysiert. Im alkalischen Milieu reagieren $NH_4^+$-Ionen mit Hypochlorit-Ionen und Salicylat-Ionen in Gegenwart eines Katalysators (Natriumpentacyanonitrosylferrat) zu einem blauen Indolphenol-Farbkomplex. Die spektralphotometrische Analyse erfolgte bei □ = 655 nm. Die Ermittlung von Nitrat-N ($NO_3$-N) erfolgte mittels Ionenchromatographie (siehe unten). Nitrit wurde als $NO_2$-N spektralphotometrisch mit Hilfe von Sulfanilamid und N-(1-Naphtyl)-ethylen-diamin-dihydrochlorid bestimmt ($\lambda$ = 540 nm; nach ÖNORM EN 26777, modifiziert).

Gesamtstickstoff bzw. gelöster (organischer) Stickstoff wurden mittels synthetischer Luft (kohlenwasserstofffrei) über einem Platinkatalysator im Verbrennungsrohr zu NO umgesetzt und mithilfe eines Chemolumineszenzdetektors gemessen (Rahmennorm: ÖNORM EN 12260).

Silicat: Silicat wurde aus dem Probenfiltrat (Filtration über einen 0,45 µm Membranfilter) analysiert (Legler 1988). Im sauren Milieu reagiert Silicat mit Molybdat zu Molybdatokieselsäure unter Ausbildung eines gelben Farbkomplexes. Die spektralphotometrische Bestimmung erfolgte bei $\lambda$ = 434 nm.

Gesamter und gelöster organischer Kohlenstoff TOC, DOC: Analysiert als nichtflüchtiger organischer Kohlenstoff NPOC („non purgeable organic carbon“). Die Analyse des Summenparameters NPOC (ÖNORM EN 1484, Analysengerät: Shimadzu TOC-V CPH) erfolgte aus dem Probenfiltrat (Filtration über einen 0,45 µm Membranfilter). Nach Ansäuerung und anschließendem Austreiben der anorganischen Kohlenstofffraktionen (DIC =„dissolved inorganic carbon“) werden die organischen Kohlenstoffverbindungen unter Sauerstoffzufuhr zu

Kohlenstoffdioxid bei 720 °C oxidiert. Die Konzentration des gebildeten $CO_2$ wurde mittels non-dispersiver Infrarottechnologie bestimmt.

Alkalinität (= Säurebindungsvermögen): Die Bestimmung der Alkalinität erfolgte durch Titration (Titrino GP 736, Firma Inula) mittels 0,025 M HCl bis zum Äquivalenzpunkt pH = 4,3 (= +m-Wert). Bei den gegebenen pH-Werten, die meist unter 8,3 lagen, entspricht die Alkalinität weitgehend der Konzentration von Hydrogenkarbonat $HCO_3^-$. Die Konzentrationen von $H^+$, $OH^-$ und $CO_3^{2-}$ sind in diesem pH-Bereich vernachlässigbar klein. In den Fällen, bei denen pH-Werte >8,3 gemessen wurden, erfolgte die Bestimmung des +p-Werts und damit eine Berechnung des Karbonat-Anteils.

Chlorid, Sulfat, Nitrat: Die Analyse der Anionen nach ÖNORM EN ISO 10304-1 erfolgte aus dem Probenfiltrat (Filtration über einen 0,45 µm Membranfilter) mittels flüssigkeitschromatischem Austauschverfahren und anschließender elektrochemischer Detektion (Leitfähigkeitsmessung mit Suppression). (Analysengerät: Firma Dionex, Serie ICS-1100, Anionen Säule AS14, Eluens: Gemisch Natriumcarbonat und Natriumhydrogencarbonat).

Calcium, Magnesium, Natrium und Kalium Die Analyse der Kationen erfolgte mittels flüssigkeitschromatografischen Ionenaustauschverfahren mit anschließender elektrochemischer Detektion ohne Suppression nach ÖNORM EN ISO 14911, modifiziert (Anlage: Firma Methrom, Serie 761 Compact IC).

Chlorophyll-a: Ein definiertes Volumen der Rohprobe wurde über einen Glasfasermikrofilter abfiltriert. Durch Einfrieren des Filters mit anschließender mechanischer Homogenisierung wurden die Zellen lysiert und der Zelleninhalt freigesetzt. Die Extraktion der Photopigmente erfolgte über Nacht auf 4 °C in 10 mL 90%-igem Aceton. Das Extrakt wurde am Spektralphotometer bei $\lambda$ = 663 nm gemessen. Nach Ansäuerung des Extrakts mit Salzsäure erfolgte die Bestimmung der Phaeopigmente, die zur Berechnung der Chlorophyll-a Konzentration herangezogen werden (Lorenzen (1967); DIN 38 412 – L 16 modifiziert).

Schwebstoffe: Die Bestimmung des Trockengewichts- (T.S.) und Aschegewichts (A.S.) der partikulären Fraktion erfolgte durch Filtration über vorgemuffelte und vorgewogene Glasfaserfilter (Whatman GF/B). T.S. = Differenzwägung nach 24 h bei 105 °C im Trockenschrank. A.S. = Differenzwägung nach 1 ½ h bei 500 °C im Muffelofen. T.S. abzüglich A.S. = Glühverlust (entspricht etwa dem organischen Anteil der Schwebstoffe, O.S.). Waage: Sartorius CPA 225D.

Alle spektralphotometrischen Bestimmungen wurden an einem Hitachi U2000 Spektralphotometer abhängig vom Konzentrationsbereich mit einer 5 cm bzw. 1 cm-Durchflussküvette durchgeführt. Bei allen chemischen Parametern, deren Bestimmung eine Filtration erfordert, wurden 0,45 µm Membranfilter zum Filtrieren verwendet, für die Bestimmung von Chl-a wurden Whatman GF/C-Filter eingesetzt.

Ringversuchsergebnisse des Labors der DWS Hydro-Ökologie GmbH für die Jahre 2023–2024 können unter http://www.ifatest.at/deutsch/auswert_archiv.html eingesehen werden. Alle Ringversuch-Analysen fanden als Eigenkontrolle im Rahmen des Monitorings gemäß Gewässerzustandsüberwachungsverordnung (GZÜV, BGBl. II Nr. 479/2006 idgF) statt; Provider war das Analytikzentrum des IFA-Tulln.

Im Glossar (Abb. 11) findet sich ein zusammenfassender Überblick über die angewandten Analysenverfahren und Abkürzungen. Angaben zu Normen, laborinternen SOP, erweiterten Messunsicherheiten (MU) entsprechend EURACHEM/CITAC Guide CG4 und Nordtest Report TR 537, unteren Arbeitsbereichsgrenzen (UAB) und Bestimmungsgrenzen (BG) können den Prüfberichten entnommen werden. Für alle Berechnungen wurden auch jene (mit höheren Messunsicherheiten behafteten) Messwerte herangezogen, die zwischen Nachweis- und Bestimmungsgrenze lagen.

### Statistik

Die Artenlisten von Phyto- und Zooplankton wurden mittels nMDS dargestellt, wobei die Software R 4.4.0 mit den packages vegan für die Ordination und ANOSIM für die Signifikanzen verwendet wurde. Als Distanzmaße wurden Bray-Curtis (Zooplankton) und Kulczynski (Phytoplankton) verwendet.

## Biologie

### Phytoplankton

Die qualitativen Phytoplanktonproben bei Eisbedeckung wurden durch das Eisloch mit einem 5-L-Messbecher entnommen und durch eine Filtergaze mit 30 µm Maschenweite filtriert. Ohne Eisbedeckung erfolgte die Probenahme regulär und mittels Netzzügen (30 µm Maschenweite). Die Bestimmung des Phytoplanktons erfolgte in Lebendpräparaten an einem Mikroskop der Marke Reichert Polyvar.

Folgende Bestimmungsliteratur wurde berücksichtigt: Ettl (1978, 1983), Ettl & Gärtner (1988), Huber-Pestalozzi (1955), Huber-Pestalozzi & Fott (1968), Komárek (2013), Komarek & Anagnostidis (1999; 2005), Komarek & Fott (1983), Krammer & Lange-Bertalot (1986; 1988; 1991a; 1991b), Moestrup & Calado (2018) Coesel & Meesters (2007), Kusel-Fetzmann (2002) und Starmach (1985). Die bestimmten Taxa wurden nach einer fünfstufigen Skala in Häufigkeitsklassen eingeteilt (1 = vereinzelt, 2 = selten, 3 = verbreitet, 4 = häufig, 5 = massenhaft). Es wurde auf das Anfertigen von Glühpräparaten zur taxonomischen Determination der Kieselalgen verzichtet.

Bei der Analyse und Interpretation der qualitativen Proben muss beachtet werden, dass durch den Einsatz eines Planktonnetzes eine bedeutende Vorselektion getroffen wird. In den qualitativen Proben sind große Formen durchwegs überrepräsentiert, während kleinere Taxa das Netz passieren können und deutlich unterschätzt werden. Um diesem Effekt gering zu halten, wurden zusätzlich quantitative Proben (mit Lugol fixiert) genommen und auf quantitativ bedeutende Taxa gescreent.

### Zooplankton

Die qualitativen Zooplanktonproben bei Eisbedeckung wurden mit einem 5-L-Messbecher entnommen und durch eine Filtergaze mit 50 µm Maschenweite filtriert. Ohne Eisbedeckung erfolgte die Probenahme regulär und mittels Netzzügen (50 µm Maschenweite). Das filtrierte Plankton wurde in ca. 50 ml Leitungswasser resuspendiert und anschließend in 4%-igem Formol fixiert.

Anhand der qualitativen Proben wurden die vorkommenden Taxa bestimmt und anschließend unter Verwendung einer 5-stufigen Skala ihr Vorkommen geschätzt (1 … vereinzelt, 2 … selten, 3 … häufig, 4 … sehr häufig, 5 … massenhaft). Die verwendete Literatur umfasste Einsle (1993, 1996), Flössner (2000), Korovchinsky (1992), Koste (2000) Wilke et al. (2019).

## Ergebnisse

### Temperaturlogger

Die Ergebnisse der Wassertemperaturlogger (Ref-1, Ref-2, Ref-3, Bra-1, Bra-2 und Bra-3) und der Lufttemperaturlogger (Air Ref-1, Air Ref-3 und Air Ref-4) sind in Abb. 5 präsentiert. Die Temperaturlogger der Luft zeigten zwischen dem 10.01. und dem 21.01. regelmäßig Temperaturen von unter -8°C in der Nacht an. Die bestehende Eisdecke verstärkte sich nach der ersten Probenahme S1 und unter Wasser zeigten die Temperaturlogger selbst bei nur wenigen Zentimetern Wassertiefe deutlich unterschiedliche Temperaturen je nach Expositionstiefe an. Abb. 4 zeigt die Temperaturverteilung abhängig von der Expositionstiefe (ungeachtet tatsächlicher Wassertiefenveränderungen) anhand der Daten zwischen dem 16.01. und dem 22.01.2024.

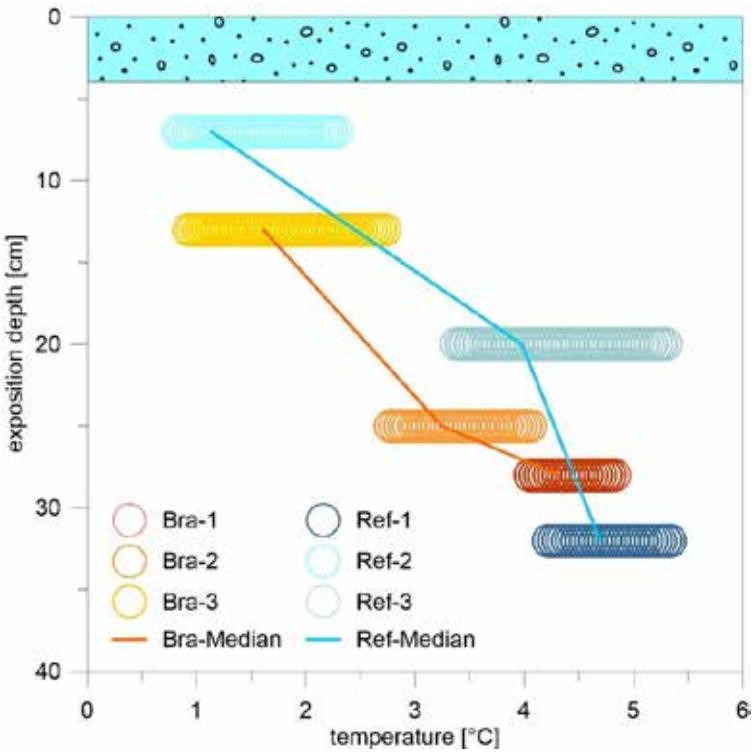



*Abb. 4 Daten der Temperaturlogger im Zeitraum der Eisbedeckung zwischen 16.01. und 22.01.2024 im Vergleich zur Expositionstiefe. Mit einer Linie verbunden sind die Mediane der jeweils drei Stellen pro Gebiet. An der Oberfläche ist symbolhaft eine Eisdecke eingezeichnet.*

Während der Eisbedeckung wiesen die tiefst exponierten Logger (Bra-1 und Ref-1 in 28 bzw. 32 cm Tiefe) die höchste Temperatur auf, zeitweise war die Temperatur bei Ref-3 (20 cm Tiefe) noch etwas höher. Die niedrigsten Temperaturen zeichneten die näher am Eis liegenden Logger Bra-3 (13 cm Tiefe) und Ref-2 (7 cm Tiefe) auf. Während des Schilfbrandes am 13.01.

wurde zwar eine sehr geringe Temperaturerhöhung aufgezeichnet, an den restlichen Tagen zeigten die Logger aber ebenso eine deutliche Temperaturerhöhung im Tagesgang auf.

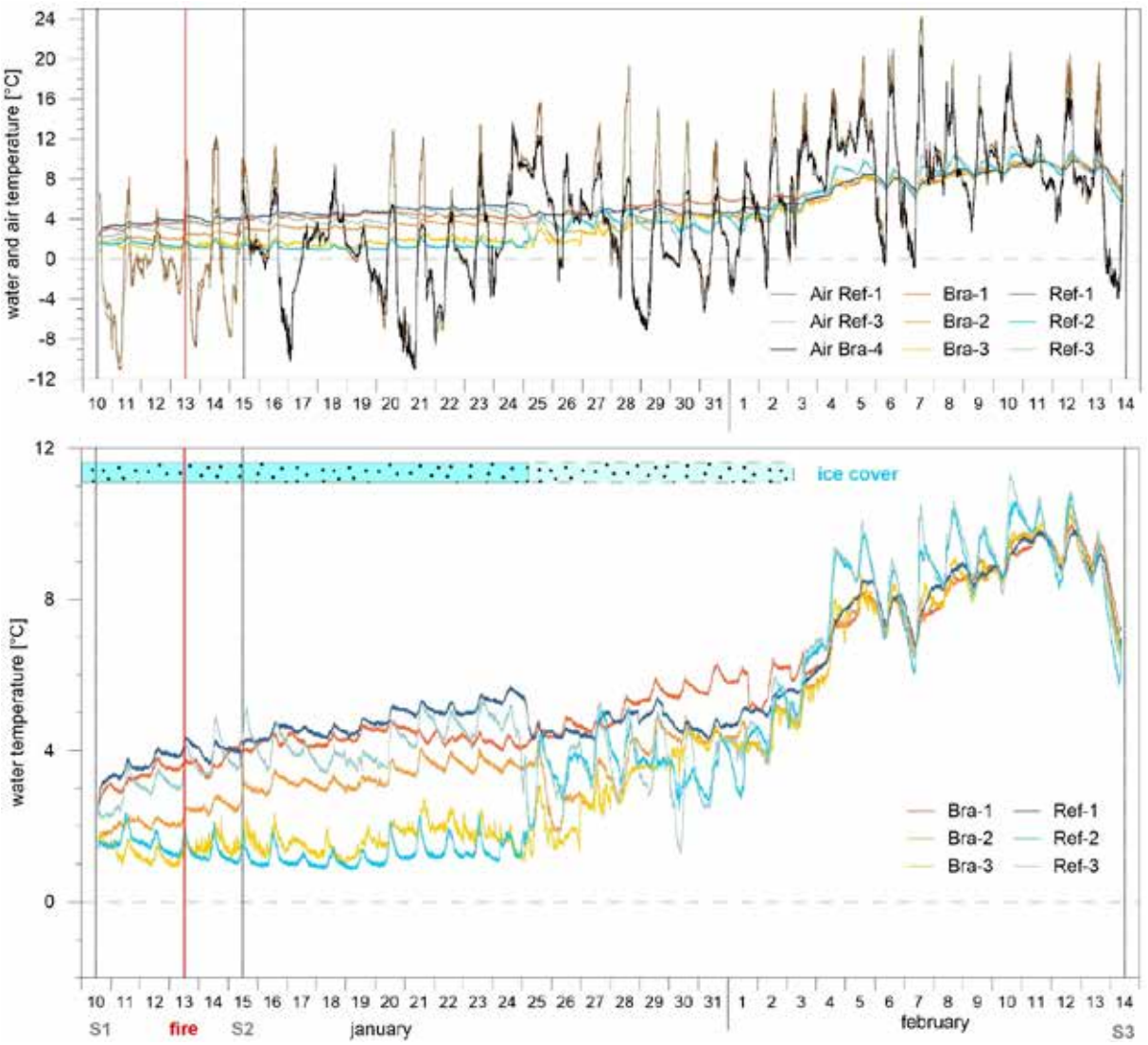



*Abb. 5 Temperaturloggerdaten für die Wassertemperaturen (unteres Bild) an den Probenstellen und davon abgeleitet Zeit der vollständigen und teilweisen Eisbedeckung („ice cover"). Markiert sind die Termine der Probenahme S1, S2 und S3 sowie der Zeitpunkt des Schilfbrandes(„fire"). Stelle/ungefähre Expositionstiefe: Bra-1/28 cm, Bra-2/25 cm, Bra-3/13 cm, Ref-1/32 cm, Ref-2/7 cm und Ref-3/20 cm. Oberes Bild: zusätzlich zu den Wassertemperaturen sind Lufttemperaturen von Temperaturloggern eingeblendet, die an Holzpfählen ca. 0.5 m über dem Wasserspiegel montiert wurden.*

Ab dem 25.01. verlaufen die Kurven der im Kanal platzierten Logger Ref-2 und Ref-3 bzw. Bra2 und Bra-3 jeweils ähnlich zueinander. Von den in den Seitenbecken platzierten Bra-1 und Ref-1 zeigt nur Ref-1 eine kurzzeitige Angleichung an die Temperaturen im Referenzkanal an, dann bleibt auch hier die Temperatur leicht erhöht und unabhängig von jener im Kanal.
Zwischen dem 02.02. und dem 04.02. vereinheitlichten sich die Kurven der Temperaturlogger bei gestiegenen Temperaturen von rund 5-6°C. In weiterer Folge erhöhte sich die

Wassertemperatur auf meist > 8°C. Ref-2 und Ref-3 wiesen dabei die höchsten Spitzen im Tagesgang auf.

### Physikalisch-chemische Parameter und Hydrochemie

Die Ergebnisse der Vor-Ort-Messungen und der hydrochemischen Messungen standen bei der Untersuchung S1 vor dem Schilfbrand am 10.01.2024 stark unter dem Einfluss der Eisbedeckung. Das kalte Wasser unter dem Eis war sehr trüb und durch hohe Chlorophyll-a Werte (31 bis 39 µg $L^{-1}$, bei Bra-3 57 µg $L^{-1}$) geprägt. Der Sauerstoffgehalt war mäßig hoch bis hoch, die pH-Werte zwischen 7.9 und 8.3. Die Algen profitierten von hohen Nährstoffgehalten (z.B. SRP zwischen 21 und 25 µg $L^{-1}$) und gleichzeitig ausreichendem Lichtangebot. Die Stellen im Brandgebiet und außerhalb unterschieden sich wenig hinsichtlich der Nährstoffe, etwas mehr hingegen bei den Ionengehalten. Die etwas weiter vom See entfernten Referenzstellen wiesen generell etwas höhere Ionengehalte und daher eine etwas höhere Leitfähigkeit auf.

Die kurz nach dem Schilfbrand am 15.01.2024 stattfindende Untersuchung S2 war ebenso von der dicken Eisschicht geprägt. Bei geringfügig höheren Wassertemperaturen ähnelten Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit und pH stark jenen der Voruntersuchung. Die Werte der Nährstoffe und der Ionengehalte wiesen bei den Referenzstellen Ref-1, Ref-2 und Ref-3 und den Stellen im Brandgebiet Bra-1 und Bra-3 keine auffälligen Veränderungen auf. Die Stelle Bra-2 wurde aufgegeben und stattdessen durch die Stelle Bra-2neu an eine angrenzende Brandfläche hin verlegt. Sie zeigte ähnliche Werte wie die nicht direkt vom Brand beeinflussten Stellen Bra-1 und Bra-3 an.

Die zusätzlich genommene Stelle Bra-4 wies einen deutlich anderen Chemismus auf. Bei sehr geringem Sauerstoffgehalt von nur 2.6 mg $L^{-1}$ und deutlich niedrigerer Leitfähigkeit zeigten sich auch die hydrochemischen Parameter anders als an den restlichen Stellen. Alle Ionengehalte waren geringer bis auf das Calcium, welches den höchsten Wert der Messreihe darstellte. Auffällig unter den Nährstoffen waren höhere Werte für SRP, DP, Si und POC sowie ein niedriger Wert für Nitrat.

Bei der Nachuntersuchung am 14.02.2024 war keine Eisbedeckung mehr vorhanden und der Wasserstand war leicht gestiegen. Bei Wassertemperaturen von 6-7°C war der Sauerstoffgehalt aller Stellen etwas geringer als zuvor. Das Wasser war generell klarer und wies geringere Chl-a- und Schwebstoffwerte auf. Die Leitfähigkeit im Brandgebiet zeigte nun (anders als zuvor) höhere Werte bei den Stellen im Brandgebiet an. Dementsprechend waren auch manche Ionen erhöht, v.a. Chlorid und Natrium. Unter den Nährstoffgehalten zeigte sich meist eine Verringerung der Werte gegenüber der Zeit der Eisbedeckung. Im Brandgebiet wiesen alle Stellen deutlich niedrigere Werte bei den P- und N-Fraktionen auf. Die Silizium-Werte hatten sich hier nur wenig verringert und waren ähnlich hoch wie bei der

Voruntersuchung geblieben. Der partikuläre Kohlenstoff war an der Stelle Bra-2neu höher als an den anderen Stellen. Etwas anders hatten sich manche Parameter der drei Referenzstellen entwickelt. Grundsätzlich wiesen die P- und N-Fraktionen auch hier einen Rückgang auf, nur der SUP-Gehalt aller drei Stellen zeigte einen Anstieg. Verglichen mit den Stellen im Brandgebiet blieben bei den Referenzstellen die Werte von DP, TP, TN, DOC und TOC weiterhin hoch. Ebenso waren die Chl-a-Gehalte der Referenzstellen mit 16-18 µg $L^{-1}$ höher als jene im Brandgebiet (5-10 µg $L^{-1}$).

Stelle mit Brandeinfluss | Stellen im Gebiet, aber ohne direkten Brandeinfluss | Referenzstellen | keine Daten

| Sampling Nummer | | S1 vor dem Schilfbrand (10.01.2024) | | | | | | | S2 nach dem Schilfbrand (15.01.2024) | | | | | | | S3 Nachuntersuchung (14.02.2024) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Stelle | | Bra-2 neu | Bra-4 | Bra-1 | Bra-2 | Bra-3 | Ref-1 | Ref-2 | Ref-3 | Bra-2 neu | Bra-4 | Bra-1 | Bra-3 | Ref-1 | Ref-2 | Ref-3 | Bra-2 neu | Bra-4 | Bra-1 | Bra-3 | Ref-1 | Ref-2 | Ref-3 |
| **Vorort Parameter** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Eis | [ja/nein] | - | - | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja | ja | nein | nein | nein | nein | nein | nein | nein |
| Tiefe | [m] | | | 0.33 | 0.65 | 0.63 | 0.33 | 0.60 | 0.58 | 0.66 | 0.39 | 0.37 | 0.68 | 0.39 | 0.62 | 0.60 | 0.75 | 0.50 | 0.42 | 0.70 | 0.40 | 0.69 | 0.67 |
| Secchi | [m] | - | - | 0.33 | 0.33 | 0.30 | 0.30 | 0.30 | 0.30 | 0.50 | 0.39 | 0.37 | 0.53 | 0.39 | 0.42 | 0.36 | 0.75 | 0.50 | 0.42 | 0.70 | 0.40 | 0.58 | 0.53 |
| limitiert | [ja/nein] | - | - | ja | - | - | - | - | - | - | ja | ja | - | ja | - | - | ja | ja | ja | ja | ja | - | - |
| Temp | [°C] | - | - | 0.9 | 0.9 | 1.0 | 2.0 | 1.3 | 1.3 | 2.8 | 2.4 | 2.9 | 2.8 | 2.1 | 2.6 | 2.3 | 6.8 | 7.2 | 7.2 | 7.1 | 6.2 | 6.4 | 6.4 |
| pH | [-logH$^+$] | - | - | 7.9 | 8.2 | 8.3 | 8.3 | 8.3 | 8.3 | 8.0 | 7.9 | 8.0 | 8.1 | 8.2 | 8.3 | 8.3 | 8.2 | 8.0 | 8.0 | 8.0 | 8.3 | 8.3 | 8.4 |
| O2 | [mg L$^{-1}$] | - | - | 7.2 | 10.5 | 10.9 | 11.7 | 12.3 | 12.9 | 10.4 | 2.6 | 8.4 | 8.9 | 10.5 | 12.0 | 12.6 | 7.2 | 5.7 | 5.1 | 4.5 | 7.8 | 8.2 | 7.7 |
| O2% | [%] | - | - | 50 | 73 | 76 | 84 | 87 | 91 | 78 | 20 | 64 | 68 | 78 | 90 | 94 | 59 | 47 | 42 | 37 | 63 | 67 | 62 |
| Lf | [µS cm$^{-1}$] | - | - | 2095 | 2164 | 2201 | 2304 | 2364 | 2430 | 2159 | 1787 | 2208 | 2215 | 2414 | 2590 | 2528 | 2533 | 2560 | 2398 | 2401 | 2125 | 2148 | 2155 |
| **Grundchemismus** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ca | [mg L$^{-1}$] | - | - | 37 | 31 | 31 | 35 | 39 | 40 | 37 | 43 | 37 | 39 | 37 | 38 | 40 | 36 | 39 | 36 | 36 | 34 | 33 | 34 |
| Mg | [mg L$^{-1}$] | - | - | 111 | 117 | 116 | 125 | 134 | 136 | 120 | 107 | 120 | 123 | 139 | 144 | 152 | 126 | 122 | 119 | 122 | 119 | 119 | 119 |
| GH | [mmoL L$^{-1}$] | - | - | 5.5 | 5.6 | 5.6 | 6.0 | 6.5 | 6.6 | 5.9 | 5.5 | 5.9 | 6.0 | 6.6 | 6.9 | 7.2 | 6.1 | 6.0 | 5.8 | 5.9 | 5.8 | 5.7 | 5.7 |
| KH | [°dH] | - | - | 27.9 | 26.4 | 26.3 | 26.8 | 27.3 | 27.6 | 28.9 | 26.9 | 28.8 | 28.8 | 28.3 | 29.7 | 30.5 | 29.7 | 29.0 | 28.8 | 28.4 | 27.0 | 27.0 | 27.0 |
| NKH | [°dH] | - | - | 2.8 | 4.8 | 4.8 | 6.9 | 9.0 | 9.4 | 4.0 | 3.7 | 4.0 | 4.9 | 7.9 | 8.7 | 10.0 | 4.3 | 4.6 | 3.8 | 4.7 | 5.2 | 5.1 | 5.0 |
| Na | [mg L$^{-1}$] | - | - | 249 | 266 | 269 | 283 | 290 | 296 | 262 | 200 | 272 | 266 | 304 | 314 | 322 | 339 | 338 | 313 | 320 | 273 | 275 | 272 |
| K | [mg L$^{-1}$] | - | - | 36 | 37 | 37 | 40 | 43 | 44 | 37 | 34 | 39 | 36 | 43 | 44 | 46 | 38 | 38 | 37 | 37 | 35 | 36 | 36 |
| KS 4.3 | [mmoL L$^{-1}$] | - | - | 9.9 | 9.4 | 9.4 | 9.6 | 9.8 | 9.9 | 10.3 | 9.6 | 10.3 | 10.3 | 10.5 | 10.6 | 10.9 | 10.6 | 10.4 | 10.3 | 10.2 | 9.6 | 9.6 | 9.6 |
| KS 8.2 | [mmoL L$^{-1}$] | - | - | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.4 | 0.4 | 0.4 |
| $SO_4$-S | [mg L$^{-1}$] | - | - | 126 | 142 | 143 | 169 | 187 | 194 | 126 | 101 | 138 | 134 | 172 | 181 | 191 | 154 | 154 | 145 | 147 | 140 | 140 | 139 |
| Cl | [mg L$^{-1}$] | - | - | 178 | 186 | 187 | 190 | 188 | 190 | 189 | 140 | 194 | 190 | 206 | 208 | 213 | 266 | 266 | 246 | 252 | 195 | 194 | 194 |
| **Nährstoffe** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| SRP | [µg L$^{-1}$] | - | - | 25 | 21 | 21 | 21 | 22 | 23 | 21 | 28 | 22 | 23 | 21 | 21 | 22 | 13 | 15 | 16 | 15 | 16 | 16 | 16 |
| SUP | [µg L$^{-1}$] | - | - | 24 | 26 | 23 | 25 | 24 | 24 | 25 | 25 | 26 | 25 | 25 | 25 | 25 | 18 | 21 | 22 | 20 | 28 | 28 | 27 |
| DP | [µg L$^{-1}$] | - | - | 49 | 47 | 44 | 46 | 46 | 46 | 45 | 52 | 47 | 48 | 46 | 47 | 47 | 31 | 37 | 38 | 35 | 44 | 44 | 43 |
| PP | [µg L$^{-1}$] | - | - | 56 | 61 | 78 | 56 | 55 | 60 | 42 | 41 | 43 | 53 | 44 | 47 | 49 | 20 | 28 | 23 | 18 | 29 | 29 | 35 |
| TP | [µg L$^{-1}$] | - | - | 105 | 108 | 122 | 102 | 101 | 107 | 87 | 93 | 90 | 101 | 90 | 93 | 96 | 52 | 65 | 61 | 53 | 73 | 72 | 79 |
| Si | [mg L$^{-1}$] | - | - | 9.5 | 6.2 | 6.0 | 7.2 | 8.4 | 8.5 | 8.2 | 11.5 | 8.1 | 8.8 | 7.5 | 7.7 | 8.1 | 7.7 | 10.0 | 8.4 | 8.3 | 5.2 | 5.2 | 5.0 |
| $NO_2$-N | [µg L$^{-1}$] | - | - | 31 | 26 | 26 | 21 | 21 | 21 | 26 | 32 | 30 | 27 | 25 | 25 | 26 | 7 | 6 | 7 | 9 | 11 | 11 | 11 |
| $NO_3$-N | [mg L$^{-1}$] | - | - | 0.45 | 0.54 | 0.54 | 0.48 | 0.48 | 0.49 | 0.48 | 0.15 | 0.47 | 0.34 | 0.41 | 0.45 | 0.45 | 0.06 | <0.03 | <0.03 | 0.06 | <0.03 | <0.03 | <0.03 |
| $NH_4$-N | [µg L$^{-1}$] | - | - | 402 | 304 | 298 | 263 | 270 | 267 | 385 | 279 | 382 | 380 | 414 | 395 | 392 | 16 | <10 | 13 | 17 | 14 | 14 | 21 |
| TN | [mg L$^{-1}$] | - | - | 5.6 | 5.5 | 5.6 | 5.4 | 5.3 | 5.3 | 5.4 | 5.5 | 5.8 | 5.8 | 6.0 | 6.0 | 6.1 | 2.9 | 3.1 | 3.1 | 2.9 | 4.5 | 4.5 | 4.6 |
| PM | [mg L$^{-1}$] | - | - | 15.7 | 17.4 | 32.0 | 18.4 | 24.3 | 18.8 | 14.8 | 12.1 | 10.2 | 18.3 | 19.5 | 19.5 | 18.8 | 5.6 | 5.9 | 3.7 | 3.8 | 6.5 | 7.4 | 13.2 |
| POM | [mg L$^{-1}$] | - | - | 8.4 | 9.6 | 18.5 | 9.8 | 12.5 | 9.4 | 9.3 | 8.6 | 6.4 | 11.5 | 11.3 | 11.3 | 10.9 | 3.3 | 3.9 | 2.7 | 2.8 | 4.4 | 4.6 | 6.7 |
| PIM | [mg L$^{-1}$] | - | - | 7.2 | 7.8 | 13.5 | 8.6 | 11.8 | 9.4 | 5.5 | 3.5 | 3.8 | 6.7 | 8.2 | 8.2 | 8.0 | 2.3 | 2.0 | <1.0 | <1.0 | 2.2 | 2.7 | 6.5 |
| DOC | [mg L$^{-1}$] | - | - | 63 | 61 | 61 | 61 | 60 | 59 | 62 | 66 | 66 | 67 | 67 | 66 | 67 | 37 | 38 | 38 | 38 | 56 | 57 | 57 |
| POC | [mg L$^{-1}$] | - | - | 2.6 | 3.0 | 2.2 | <0.5 | 2.1 | 5.0 | 1.8 | 5.3 | 2.0 | 3.8 | <0.5 | 2.5 | 4.4 | 2.9 | 1.5 | 1.1 | 1.0 | 0.7 | <0.5 | 0.9 |
| TOC | [mg L$^{-1}$] | - | - | 66 | 64 | 63 | 62 | 62 | 64 | 63 | 71 | 68 | 70 | 68 | 68 | 71 | 40 | 39 | 39 | 39 | 57 | 57 | 58 |
| **Algenpigmente** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chl-a | [µg L$^{-1}$] | - | - | 33 | 39 | 57 | 33 | 31 | 33 | 49 | 44 | 39 | 48 | 44 | 49 | 61 | 8 | 10 | 6 | 5 | 16 | 16 | 18 |

*Abb. 6 Ergebnisse der Vor-Ort Messungen und der hydrochemischen Messungen der drei Untersuchungstermine (S1: vor dem Schilfbrand, S2: nach dem Schilfbrand, S3: Nacherhebung). Farblich hervorgehoben sind alle Werte pro Parameter im Verlauf vom niedrigsten Wert (gelb) bis zum höchsten Wert der Messreihe (dunkelgrün). Werte unter der unteren Arbeitsbereichsgrenze bleiben weiß.*

### Phytoplankton

Bei den qualitativen Erhebungen des Phytoplanktons wurden insgesamt 84 Taxa festgestellt (Abb. 8). Die Termine S1 und S2 wiesen dabei an den vergleichbaren Stellen ein sehr ähnliches Artenspektrum auf.

Während der Eisbedeckung dominierten an beiden Terminen und unabhängig vom Gebiet Flagellaten aus mehreren Algenklassen. Flagellaten sind eigenbeweglich und können sich daher auch in der Wassersäule halten, wenn keine Wasserbewegung stattfindet. An den Stellen Bra-1 bis Bra-3 kamen vor allem Goldalgen (Chrysophyceae, v.a. Gattung *Chromulina* sp.), Schlundalgen (Cryptophyceae, Gattung *Cryptomonas* sp.) und Grünalgen (Chlorophyceae, Gattung *Chlamydomonas* sp.) vor.

Sehr ähnlich zeigte sich die Phytoplanktongemeinschaft am 15.01. nach dem Schilfbrand. An den Vergleichsstellen zum Vortermin dominierten dieselben Flagellatentaxa. Eine Zunahme der relativen Häufigkeit wurde bei der Goldalge *Synuropsis janei* festgestellt, jedoch im Brand– wie auch im Referenzgebiet. Von den beiden neu hinzugenommenen Stellen im Brandgebiet, die an tatsächliche Brandflächen angrenzten, unterschied sich Bra-2neu nicht wesentlich von den Stellen Bra-1 und Bra-3. Etwas anders dagegen waren die relativen Häufigkeiten bei Bra-4, hier war verglichen mit den restlichen Probenstellen weniger *Chromulina* sp. zu finden, dafür traten neben den massenhaft vorgefundenen *Cryptomonas* sp. und *Chlamydomonas* sp. und der häufigen *Synuropsis janei* ausschließlich hier auch der Panzerflagellat *Gymnodinium* sp. und fädige Blaualgen der Gattung *Phormidium* sp. häufig auf.

Bei der Nachuntersuchung (S3) war keine Eisbedeckung mehr vorhanden und die Sukzession im Phytoplankton nach dem Aufschmelzen ließ andere Arten (v.a. Blaualgen, Kieselalgen und kokkale Grünalgen) häufiger werden. Während an allen Stellen weiterhin *Cryptomonas* sp. und *Chlamydomonas* sp. (häufig bis massenhaft) dominierten, wiesen manche Stellen je nach Sukzessionsgeschwindigkeit an der jeweiligen Stelle bzw. je nach Standortscharakteristika zusätzlich verschiedene weitere Taxa häufig oder massenhaft auf.

Die ans Brandgebiet angrenzende Stelle Bra2neu zeigte nun vermehrt Kieselalgen (v.a. *Entomoneis paludosa*) und Blaualgen der (für den offenen See typischen, aber auch in den Schilfgürtel reichenden) Art *Aphanocapsa incerta,* einen Rückgang hingegen von *Chromulina* sp. Die zusätzliche Stelle Bra-4 war von massenhaftem Auftreten von *Aphanocapsa incerta*, der Goldalge *Chromulina* sp. und dem Grünalgenflagellaten *Tetraselmis cordiformis* geprägt.

Die nicht direkt an Brandgebiete angrenzenden Stellen Bra-1 und Bra-3 zeigten ebenfalls *Aphanocapsa incerta* häufig bis massenhaft, verschiedene teils aus dem Aufwuchs stammende Kieselalgen (Bacillariophyceae) waren ebenfalls häufig. Die Goldalge *Chromulina* sp. war hier jedoch nur noch verbreitet vorzufinden, so wie bei Bra-2neu.

Die Stellen im Referenzgebiet wiesen nun deutliche Unterschiede auf. Hier wurden noch häufiger Kieselalgen festgestellt, hingegen kaum *Aphanocapsa incerta* nachgewiesen. Die

Massenvorkommen von *Koliella* sp. und insbesondere *Spermatozopsis similis* (neben dem ebenfalls nachgewiesenen Flagellaten *Scourfieldia* sp.) zeugen von einer leicht andersartigen Entwicklung des lokalen Phytoplanktons in den Referenzkanälen.

Bestätigt werden die genannten Entwicklungen bei der Auswertung der Phytoplanktondaten mittels nMDS (Abb. 7). Die beste Separierung der Stellen trat bei einer Gruppierung nach Termin (Abb. 7 A) auf, was für Sukzession als wesentlichen Einflussfaktor für die vorgefundene Phytoplanktongemeinschaft spricht. Die Punkte der ersten beiden Termine stehen sich dabei aufgrund des geringeren zeitlichen Abstandes näher als der dritte Termin. Die Trennung auf der y-Achse nMDS2 nach „Brandeinfluss (nein/gering/ja)“ (Abb. 7 B) war ebenfalls signifikant (ANOSIM; p = 0.03). Weniger deutlich und nicht signifikant gruppierten sich die einzelnen Standorte (Abb. 7 C) bzw. die Stellen nach Areal (im/außerhalb des Brandareals) (Abb. 7 D).

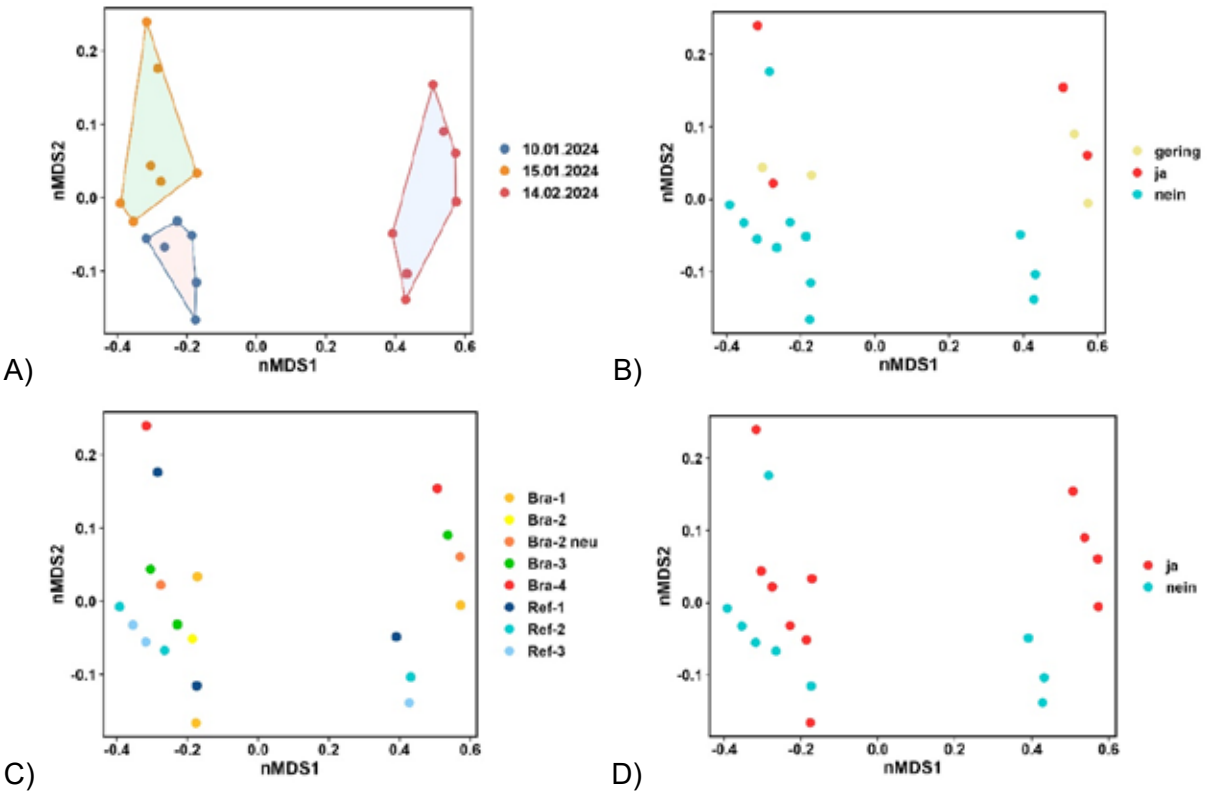



*Abb. 7 NMDS der Phytoplanktongemeinschaft mit Probenstellen nach verschiedenen Kategorien eingefärbt. A) pro Termin, B) abgestuft nach Brandeinfluss, C) pro Probenstelle D) Im Brandareal liegend (ja/nein)*

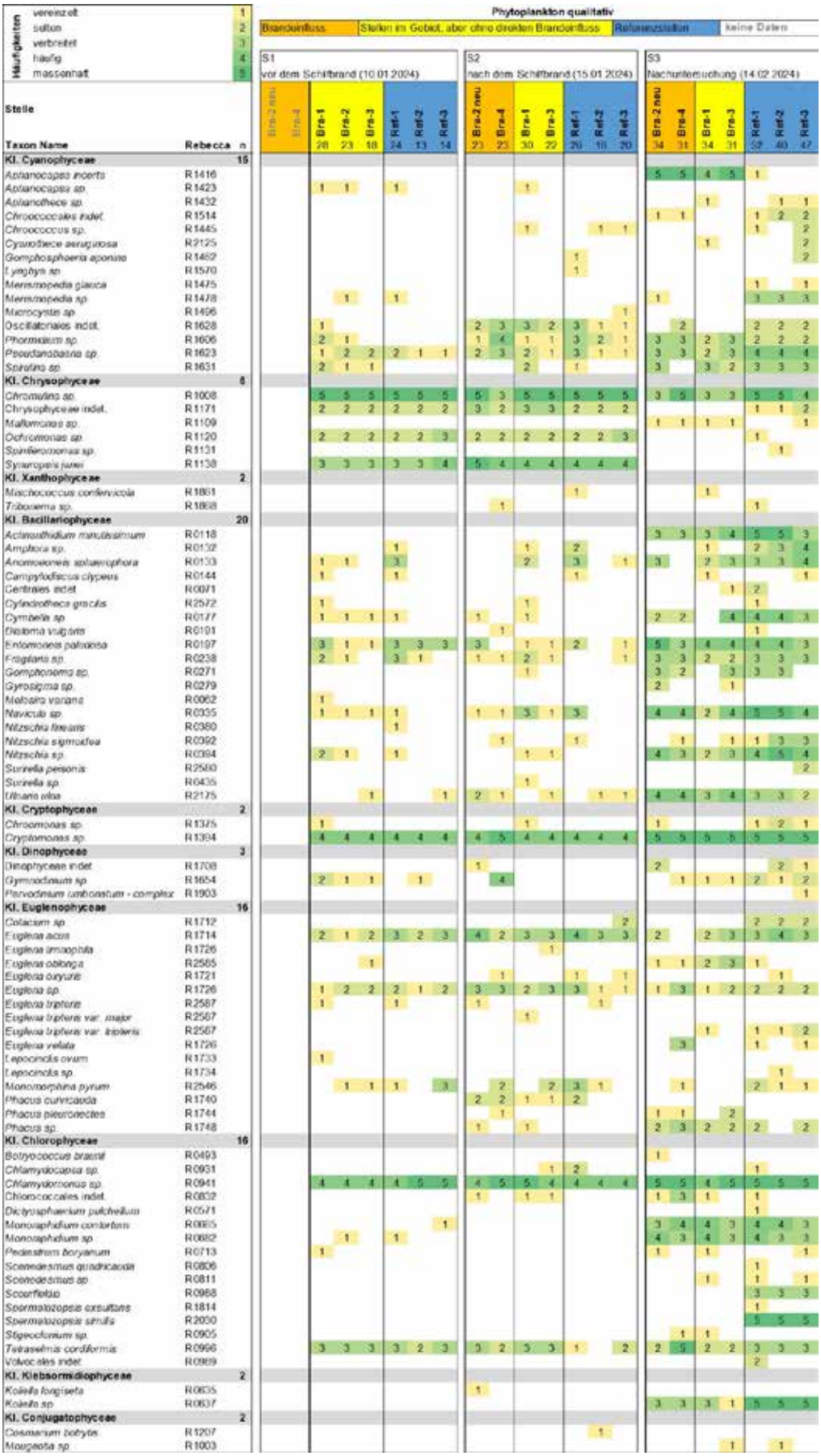
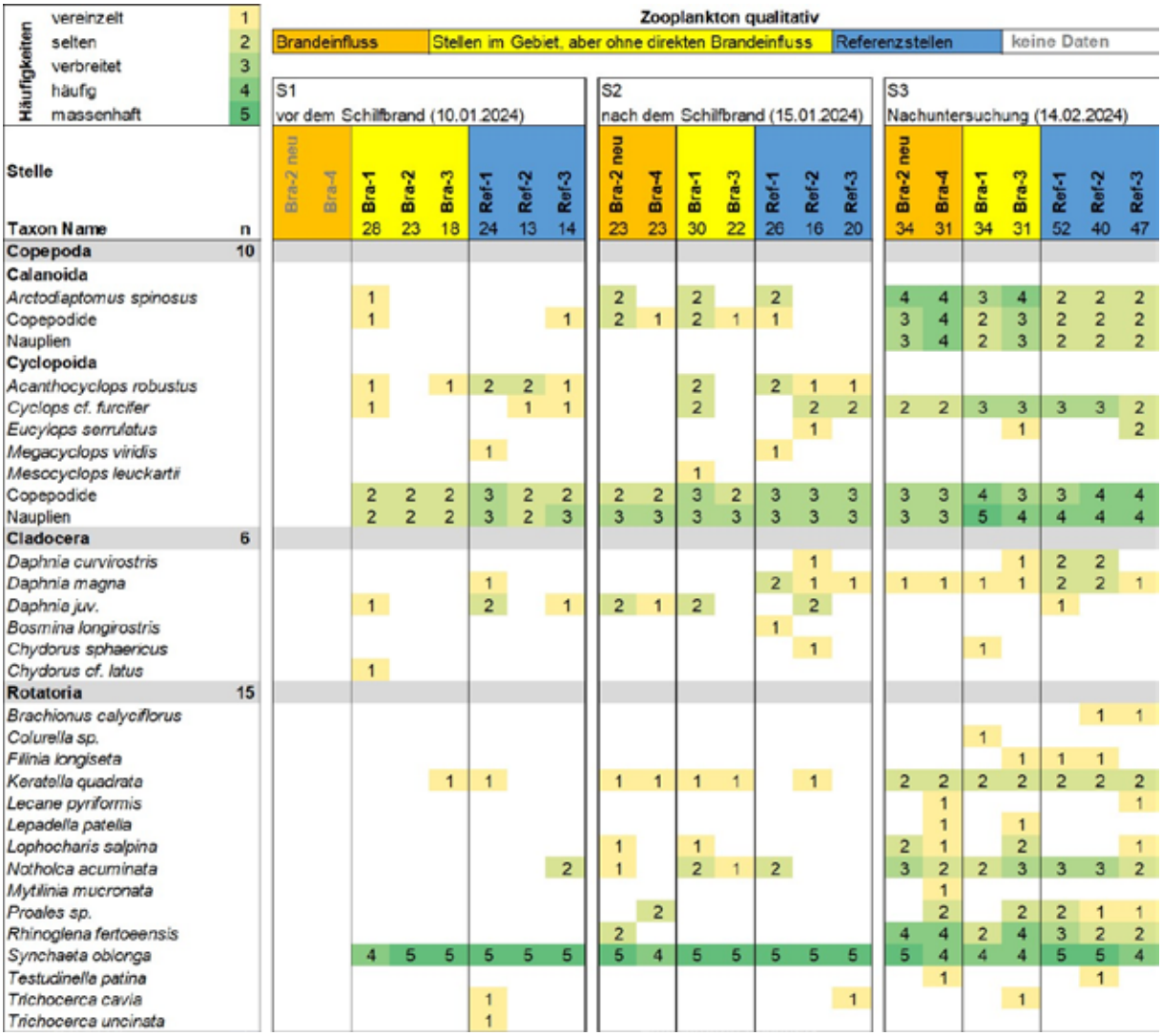



*Abb. 8 Artenliste der qualitativen Phytoplanktonerhebungen an den drei Probenterminen.*

## Zooplankton

Im Untersuchungszeitraum zählten von den insgesamt 22 bestimmten Arten (31 Taxa) der Sodaspezialist *Arctodiaptomus spinosus* (Copepoda) und die beiden Rädertiere (Rotatoria) *Synchaeta oblonga* und *Rhinoglena fertoeensis* zu den prägenden Arten der Zooplanktongemeinschaft (Abb. 9). Ersterer zählt auch im offenen See ganzjährig zumeist zu den dominierenden Arten. Die beiden Rädertierarten stellen einen wichtigen Bestandteil der winterlichen Artengemeinschaft dar (Dokulil & Herzig 2009).



| Häufigkeiten | |
|---|---|
| vereinzelt | 1 |
| selten | 2 |
| verbreitet | 3 |
| häufig | 4 |
| massenhaft | 5 |

**Zooplankton qualitativ**

Brandeinfluss | Stellen im Gebiet, aber ohne direkten Brandeinfluss | Referenzstellen | keine Daten

| Stelle | | S1 vor dem Schilfbrand (10.01.2024) | | | | | | S2 nach dem Schilfbrand (15.01.2024) | | | | | | S3 Nachuntersuchung (14.02.2024) | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Taxon Name | n | Bra-2 neu | Bra-4 | Bra-1 | Bra-2 | Bra-3 | Ref-1 | Ref-2 | Ref-3 | Bra-2 neu | Bra-4 | Bra-1 | Bra-3 | Ref-1 | Ref-2 | Ref-3 | Bra-2 neu | Bra-4 | Bra-1 | Bra-3 | Ref-1 | Ref-2 | Ref-3 |
| | | 28 | 23 | 18 | 24 | 13 | 14 | 23 | 23 | 30 | 22 | 26 | 16 | 20 | 34 | 31 | 34 | 31 | 52 | 40 | 47 |
| **Copepoda** | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Calanoida** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Arctodiaptomus spinosus* | | | | 1 | | | | | | 2 | | 2 | | | | | 4 | 4 | 3 | 4 | 2 | 2 | 2 |
| Copepodide | | | | 1 | | | | | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | | | 3 | 4 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 |
| Nauplien | | | | | | | | | | | | | | | | | 3 | 4 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 |
| **Cyclopoida** | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Acanthocyclops robustus* | | | | 1 | | 1 | 2 | 2 | 1 | | | 2 | | 2 | 1 | 1 | | | | | | | |
| *Cyclops cf. furcifer* | | | | 1 | | | | 1 | 1 | | | 2 | | | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2 |
| *Eucyclops serrulatus* | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | 1 | | | 2 |
| *Megacyclops viridis* | | | | | | | 1 | | | | | | | 1 | | | | | | | | | |
| *Mesocyclops leuckartii* | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | |
| Copepodide | | | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 4 | 3 | 3 | 4 | 4 |
| Nauplien | | | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 5 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| **Cladocera** | 6 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Daphnia curvirostris* | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | 1 | 2 | 2 | |
| *Daphnia magna* | | | | | | | 1 | | | | | | | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 |
| *Daphnia juv.* | | | | 1 | | | 2 | | 1 | 2 | 1 | 2 | | | 2 | | | | | | 1 | | |
| *Bosmina longirostris* | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | |
| *Chydorus sphaericus* | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | | | | |
| *Chydorus cf. latus* | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Rotatoria** | 15 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| *Brachionus calyciflorus* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | |
| *Colurella sp.* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | |
| *Filinia longiseta* | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | |
| *Keratella quadrata* | | | | | 1 | | 1 | | | 1 | 1 | 1 | 1 | | 1 | | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 |
| *Lecane pyriformis* | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | 1 |
| *Lepadella patella* | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | | |
| *Lophocharis salpina* | | | | | | | | | | 1 | | 1 | | | | | 2 | 1 | | 2 | | | 1 |
| *Notholca acuminata* | | | | | | | | 2 | | 1 | | 2 | 1 | 2 | | | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 2 |
| *Mytilinia mucronata* | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | |
| *Proales sp.* | | | | | | | | | 2 | | | | | | | | | 2 | | 2 | 2 | 1 | 1 |
| *Rhinoglena fertoeensis* | | | | | | | | | | 2 | | | | | | | 4 | 4 | 2 | 4 | 3 | 2 | 2 |
| *Synchaeta oblonga* | | | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | 4 | 4 | 5 | 5 | 4 |
| *Testudinella patina* | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | |
| *Trichocerca cavia* | | | | | | | 1 | | | | | | | 1 | | | | | | 1 | | | |
| *Trichocerca uncinata* | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |

*Abb. 9 Artenliste der qualitativen Zooplanktonerhebungen an den drei Probenterminen*

Zu den ersten beiden Terminen vor und nach dem Brand waren die Häufigkeiten unter dem Eis bis auf des Massenvorkommen von *Synchaeta oblonga* gering. Mit der Zunahme der Wassertemperatur von ca. 2 °C auf rund 7 °C bei der Nachuntersuchung begannen auch andere Arten sich stärker zu entwickeln. Neben *Arctodiaptomus spinosus* mit allen Entwicklungsstadien kamen nun auch die juvenilen Entwicklungsstadien der cyclopoiden

Copepoden und unter den Rädertieren *Notholca acuminata* und *Keratella quadrata* vermehrt vor. Die stärkste Veränderung nach der Eisschmelze zeigte sich durch das Auftreten von *Rhinoglena fertoeensis*. Bei der Auswertung der zooplanktischen Artengesellschaft mittels nMDS (Abb. 10) führte diese merkbare Sukzession auch zu einer deutlichen, signifikanten Separierung der Termine (ANOSIM; *p< 0.001*) und stellte damit den prägendsten Einflussfaktor im Untersuchungsdesign dar (Abb. 10 A).

Ähnlich dem Phytoplankton zeigten sich auch beim Zooplankton Unterschiede hinsichtlich des Brandeinflusses. Die Auftrennung (Abb. 10 B) aufgrund größerer Häufigkeiten von *A. spinosus* bzw. geringeren Vorkommen juveniler Entwicklungsstadien war jedoch nicht signifikant (ANOSIM; *p=0.3*). Vergleichbar gering sind auch die Unterschiede zwischen den Referenzstellen und den im Brandareal liegenden Standorten (Abb. 10 C und D).

Zusammenfassend kann angemerkt werden, dass hinsichtlich des Zooplanktons im vorliegenden Untersuchungsdesign vor allem die zeitliche Entwicklung einen prägenden Einfluss für die Artengemeinschaft darstellt. Die relativ geringen Unterschiede aufgrund des Brandeinflusses können nicht klar dem Schilfbrand zugeordnet werden, da auch andere Einflussfaktoren, wie z.B. die Lage (Seenähe) wirksam sein können.

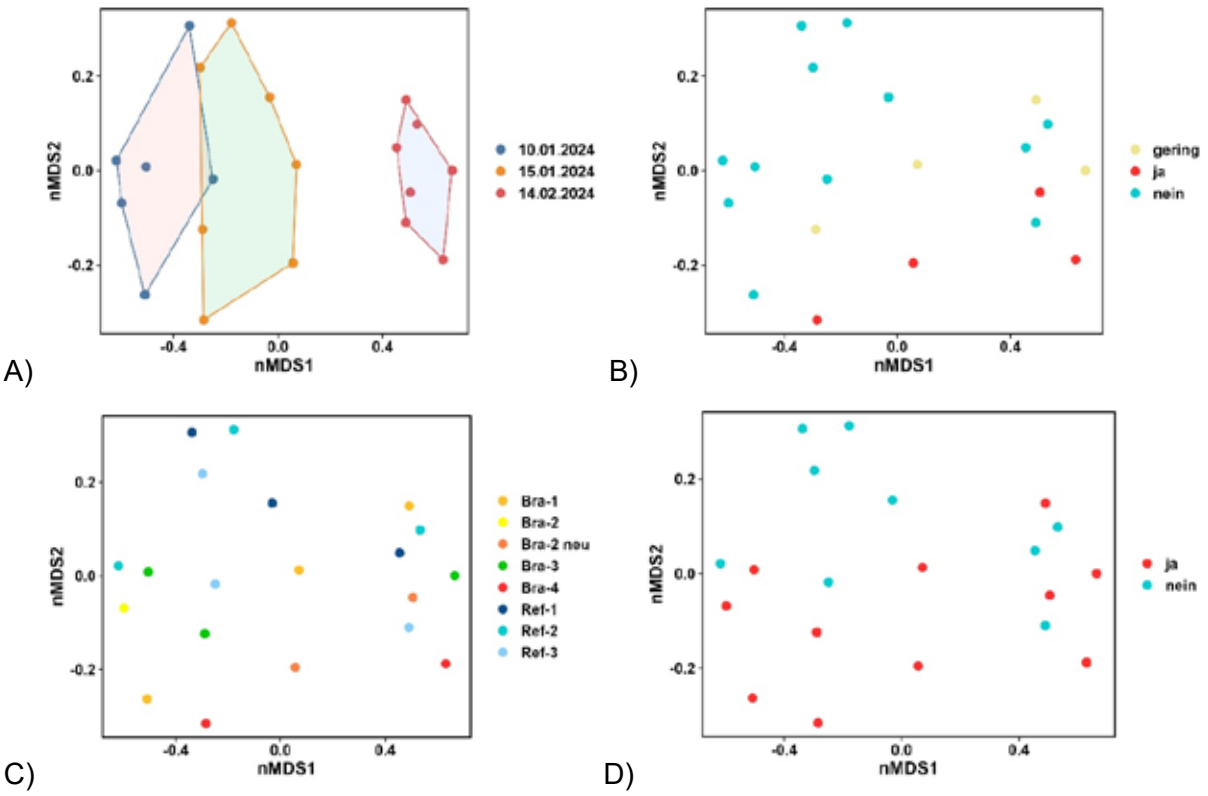



*Abb. 10 NMDS der Zooplanktongemeinschaft mit Probenstellen nach verschiedenen Kategorien eingefärbt. A) pro Termin, B) abgestuft nach Brandeinfluss, C) pro Probenstelle D) Im Brandareal liegend (ja/nein)*

## Diskussion

### Methodische Anmerkungen

Die limnologischen Untersuchungen konnten grundsätzlich plangemäß durchgeführt werden und lassen erste Aussagen zu möglichen Auswirkungen des Schilfbrands auf Wasserqualität und Lebensgemeinschaften zu. Die ungünstigen Rahmenbedingungen schränken die Aussagen aber auch ein. So führte die witterungsbedingt geringe Flächenausdehnung des Schilfbrands dazu, dass das ursprüngliche Probendesign (3 Stellen im Brandgebiet, 3 außerhalb) adaptiert werden musste. Zwei Probenstellen wurden in die tatsächliche Brandfläche verlegt (Bra-2neu, Bra-4), während zwei Stellen im ursprünglich geplanten Brandgebiet beibehalten wurden, um einen Vergleich mit der Voruntersuchung zu gewährleisten. Die drei Referenzstellen wurden nicht verändert. Für die tatsächlichen Brandstellen Bra-2neu und Bra-4 können daher keine echten Referenzwerte von vor dem Schilfbrand angegeben werden. Dies macht bei Bra-2neu wenig aus, da diese Stelle in guter Verbindung mit dem größeren Kanal steht, bei welchem sich auch Bra-3, Bra-2 und Bra-1 befinden, sodass von ähnlichen Messwerten ausgegangen werden kann. Bra-4 befindet sich hingegen in einem älteren, verwachsenen Kanal, wo eine kleinere offene Wasserfläche ohne guten Wasseraustausch besteht, und weist bereits daher einen anderen Chemismus auf (was sich nicht zuletzt auch im Phytoplankton deutlich widerspiegelt). Für diesen Wasserkörper können die erhobenen Werte der Voruntersuchung nicht als Referenz herangezogen werden, sodass eine Vor-Nach-Beurteilung der Stelle Bra-4 nicht möglich ist.

Die Schwierigkeit der Vor-Nach-Beurteilung wird dadurch verstärkt, dass zum Zeitpunkt der Untersuchungen eine Eisbedeckung gegeben war, die die limnologischen Befunde merklich beeinflusste, indem sie jeglichen unmittelbaren Materialeintrag in die Wassersäule in Form von Asche und verkohltem Schilf verhinderte. Dieses brannte sich zwar teilweise in die Eisdecke oberflächlich ein, konnte aber nicht unmittelbar und zeitgleich an allen Brandstellen für den erwarteten Nährstoffschub sorgen. Inhaltsstoffe aus dem verbrannten Schilf wurden somit erst allmählich mit dem Auftauen der Eisdecke freigegeben.

Im Rückblick erwies sich demnach das auf einen pulsartigen Nährstoffschub in das Gewässer ausgelegten Probendesign nur eingeschränkt geeignet. Die Nachuntersuchung (S3) ist entsprechend die erste „echte“ Aufnahme *nach* dem Schilfbrand, die allerdings aufgrund der Eisbedeckung auch nur einen eingeschränkten Vergleich zum Zeitraum vor dem Schilfbrand zulässt.

### Wassertemperatur

Die Eisbedeckung erwies sich naturgemäß für die Temperaturmessungen als prägender Einflussfaktor. Die am Grund exponierten Temperaturlogger zeichneten eine inverse

Temperaturschichtung auf, bedingt durch die Dichteanomalie des Wassers sowie durch höhere Temperaturen im Einflussbereich am Rande des Schilfbestandes. Durch die Temperaturkurven konnten die Zeitpunkte des teilweisen und vollständigen Auftauens der Eisdecke dokumentiert werden.

Am Tag des Schilfbrandes wurden keine kausal mit dem Brand in Zusammenhang stehenden Temperaturerhöhungen aufgezeichnet. Neben der Eisbedeckung ist dies schlicht darauf zurückzuführen, dass die Schilfbrandfläche geringer war als erwartet und die Untersuchungsstellen nicht im unmittelbaren Bereich des Schilfbrands lagen. Ob es in kleineren Wasserflächen inmitten des Brandgebietes zu einem temporären Aufschmelzen des Eises kam, kann nicht beurteilt werden, erscheint aber nicht unwahrscheinlich. Ein vollständiges Aufschmelzen wird aufgrund der kurzen Dauer und des geringen Ausmaßes des Brandes nach Ansicht der Verfasser ausgeschlossen. Insgesamt kann jedenfalls kein Einfluss des Schilfbrandes auf die Wassertemperatur größerer zusammenhängender Wasserflächen unter Eisbedingungen festgestellt werden.

### Chemismus

Die Analysen lassen erkennen, dass sich die Stellen im Brandgebiet und die Referenzstellen außerhalb davon trotz der räumlichen Nähe hinsichtlich der Wasserqualität unterscheiden, was auf sehr kleinräumige Unterschiede im Chemismus des Schilfwassers hinweist. Aus früheren Studien ist bekannt, dass viele Wasserflächen im Schilfgürtel – abhängig von der Anbindung an den See, ihrer Größe und weiteren Faktoren – in ihrer Entwicklung und Charakteristik sehr individuell sind und im Chemismus oft signifikant voneinander abweichen (Hainz et al. 2020, Wolfram et al. 2020b). Dies bestätigte sich mit den Ergebnissen in der aktuellen Untersuchung. Während die Stellen im Brandgebiet einen Einfluss von seenahen Wasserflächen erkennen ließen, standen die Referenzstellen mit einer größeren, seeferneren Wasserfläche im Austausch. Diese Einflüsse sind in der Interpretation von Standortunterschieden zu berücksichtigen.

Beispielhaft sind in diesem Zusammenhang die Leitfähigkeit und die Ionengehalte anzuführen. An den ersten beiden Probenahmen waren die Messwerte landseitig höher als an den seenahen Stellen. Beim dritten Termin waren hingegen Natrium- und Chlorid-Konzentration und damit die Leitfähigkeit bei den (seenäheren) Stellen im Brandgebiet erhöht. Ein Einfluss des Brandes ist nicht auszuschließen, wahrscheinlicher erscheint jedoch ein Einfluss auf den Chemismus durch Wasseraustausch mit der südlichen, seenäheren großen Wasserflächen nach Freiwerden der Eisdecke.

Neben den beschriebenen Unterschieden im Grundchemismus wiesen die Stellen im Brandgebiet bei der Nachuntersuchung tendenziell geringere Nährstoffkonzentrationen auf als

die außerhalb davon liegenden Referenzstellen. Auch die verringerte phytoplanktische Biomasse von 5-10 µg $L^{-1}$ (als Chl-a) im Brandgebiet gegenüber den Referenzstellen (16-18 µg $L^{-1}$) deutet auf eine Nährstoffreduktion hin. Auch hier kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, ob diese Unterschiede auf den Brand oder eine unabhängig davon verlaufende Standortsdynamik zurückzuführen sind. Ein merklicher Einfluss durch Wasser des offenen Sees (welches durch hohe Natrium- und Chlorid-Werte geprägt ist) ist nicht von der Hand zu weisen.

### Plankton

Die phytoplanktischen Lebensgemeinschaften wiesen zur Zeit der Eisbedeckung eine sehr ähnliche von Chryso-, Crypto und Chloroflagellaten dominierte Zusammensetzung innerhalb wie außerhalb des Brandgebietes auf. Die Artengemeinschaft veränderte sich in den wenigen Tagen zwischen der Vor- und der Nachuntersuchung nur geringfügig. Erst bei der dritten Untersuchung einen Monat später traten größere Unterschiede auf, die jedoch eher in kausalem Zusammenhang mit dem Einfluss seenäheren Wassers auf die Probenstellen im Brandgebiet stehen. Dafür spricht etwa das Auftreten der Art *Aphanocapsa incerta*, die üblicherweise an gut an den See angebundenen Stellen in größerer Zahl auftritt. Die Stellen im Referenzgebiet wiesen dagegen andere, gebietsspezifische Taxa (z.B. *Spermatozopsis similis)* auf.

Bei den Artengemeinschaften des Zooplanktons konnten nur geringfügige Unterschiede zwischen den Stellen von Brand- und Referenzgebiet festgestellt werden. Hinsichtlich der gefundenen Taxa waren die Unterschiede gering. Die zooplanktischen Lebensgemeinschaften veränderten sich am stärksten aufgrund der längeren Dauer zwischen der zweiten und der dritten Probenahme und nicht zwischen Brand- und Referenzgebiet. Insgesamt ist bei Zooplankton wie auch Phytoplankton keine wesentliche Beeinflussung festzustellen, die mit dem Brand erklärt werden kann.

### Spezifische Fragestellungen

1. *Beeinflusst ein Schilfbrand die aquatischen Lebensgemeinschaften hinsichtlich Artenzusammensetzung, Abundanz oder Biomasse? Wenn ja, in welchem Ausmaß und wie nachhaltig?*

Infolge der Eisbedeckung kann diese Frage anhand der vorliegenden Daten nur mit Einschränkung beantwortet werden. Die Artenzusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft war starken Veränderungen unterworfen, daneben spielen individuelle Standortsunterschiede vermutlich eine große Rolle. Ungeachtet dessen ließen sich in der multivarianten

Datenanalysen mittels nMDS die Artengemeinschaften nach dem Faktor „Brandeinfluss (nein/gering/ja)“ und „im Brandgebiet liegend (ja/nein)“ gut trennen, wobei hier neben dem tatsächlichen Brandeinfluss auch räumliche Standortsdynamiken als Ursache denkbar sind. Für Letzteres spricht, dass die im seenäheren Brandgebiet nach dem Schilfbrand häufig vorgefundene *Aphanocapsa incerta* eine typische Art des offenen Sees darstellt und daher auf einen entsprechenden Wasseraustausch mit dem Freiwasser hindeutet. Auch für die Zooplanktongemeinschaft stellte vor allem die zeitliche Entwicklung über mehrere Wochen den wichtigsten Einflussfaktor auf die Ausprägung der Artengemeinschaft dar. Die Differenzierung in der nMDS nach dem Faktor „Brandeinfluss“ können wie bei den Algen nicht gesichert dem Schilfbrand zugeordnet werden.
Zusammenfassend sind zwar Einflüsse des Schilfbrands auf die planktischen Lebensgemeinschaften nicht auszuschließen, aufgrund des geringen Flächenausmaßes des Schilfbrands und der (für die Untersuchung ungünstigen) Eisbedeckung ist eine gesicherte Aussage dazu nicht möglich. **Ein *erheblicher* Einfluss des Brands auf die aquatischen Zönosen** innerhalb des betrachteten Zeitraum ist aber jedenfalls **nicht erkennbar**. Die Ergebnisse früherer Untersuchungen aus den 1980er Jahren können damit bestätigt werden.

2. *Führt ein Schilfbrand zu nennenswerten Veränderungen im Chemismus der Wassersäule nahegelegener Kanäle oder Blänken (physikalisch-chemische Parameter, Nährstoffe, Grundchemismus/Mineralstoffe, DOC/DON)?*

Ein direkter und unmittelbarer Einfluss des Schilfbrands auf den Chemismus des Wasserkörpers war infolge der Eisbedeckung nicht gegeben. Potentielle Auswirkungen des Brandes auf den Chemismus an den Untersuchungsstellen waren daher nur mit Verzögerung nach dem Auftauen der Eisdecke zu erwarten. Die Stellen im Einflussbereich des Brandgebietes wiesen bei der Nachuntersuchung verglichen mit den Referenzstellen eine höhere Leitfähigkeit (v.a. bedingt durch erhöhten Natrium- und Chloridgehalt) und höhere Silizium-Konzentrationen auf, während die TP-, TN und TOC/DOC-Konzentrationen niedriger waren. Diese Unterschiede sind vermutlich eher auf Austauschprozesse mit dem See zurückzuführen als auf das Brandereignis. Ein **negativer Einfluss des Schilfbrands auf die Wasserqualität** (Grundchemismus, Nährstoffe) ist anhand der vorliegenden Befunde **nicht abzuleiten**.

3. *Aus Punkt 2 abgeleitet: Sind die Auswirkungen, sofern nachweisbar, lokal oder über Wasseraustausch auch in anderen Bereichen des Schilfgürtels (oder im offenen See) spürbar?*

Wesentliche Auswirkungen des Brandes auf andere Teile des Schilfgürtels sind in dem Brandgebiet vor Jois als unwahrscheinlich anzusehen. Es besteht ein gewisser Austausch

über den untersuchten Kanal zu den weiter nördlich liegenden Gebieten, im Referenzgebiet ist jedoch nicht von wesentlichen Beeinflussungen auszugehen.

Ein Einfluss auf den offenen See wurde in vorliegender Studie aufgrund der standortsspezifischen Situation (geringe Anbindung der Wasserflächen im Brandgebiet an den See) nicht untersucht, erscheint aber unwahrscheinlich. Es ist zwar aus den Analysen ein eingeschränkter Wasseraustausch zwischen offenem See und Schilfgürtel abzuleiten, quantitativ dürfte dieser jedoch irrelevant sein. Ein **Einfluss des Schilfbrands** auf die physikalisch-chemischen Verhältnisse im **offenen See** dürften daher bei dem untersuchten Brandereignis **von untergeordneter Bedeutung** sein.

### Resümee

In der Zusammenschau der Ergebnisse zeigt sich ein uneindeutiges Bild zum Einfluss des Schilfbrandes. Ursächlich liegt dies an der geringen Ausdehnung des Schilfbrands, der eine Änderung der Probenstellen erforderlich machte, sowie an der Eisbedeckung, die unmittelbare und kurzfristig wirksame Einflüsse des Brandes auf den Wasserkörper verhinderte. Mittelfristig wurden nach dem Brand geringere Nährstoffkonzentrationen als vor dem Ereignis nachgewiesen, welche kausal aber eher mit einem Austausch mit anderen Wasserflächen als mit dem Schilfbrand in Zusammenhang gebracht werden können.

Nachteilige Einflüsse des Schilfbrandes auf die planktischen Lebensgemeinschaften oder die Wasserqualität konnten im Rahmen der vorliegenden Untersuchung nicht gefunden werden.

## Zitattabelle

### Fachliteratur

Bundesgesetz über das Verbrennen von Materialien außerhalb von Anlagen (Bundesluftreinhaltegesetz – BLRG), BGBl. I Nr. 137/2002, idF BGBl. I Nr. 58/2017

Bundesgesetz zum Schutz vor Immissionen durch Luftschadstoffe (Immissionsschutzgesetz – Luft, IG-L), BGBl. I Nr. 115/1997.

Csaplovics, E., G. Wolfram, G. Kum & P. Riedler (2020): Schilfstruktur und Morphologie. Teilbericht im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien. 123 S.

Dokulil M.T. & A. Herzig (2009): An analysis of long-term winter data on phytoplankton and zooplankton in Neusiedler See, a shallow temperate lake, Austria. — Aquatic Ecology 43: 715-725.

Großschartner M. (2021): Neusiedler See – Monitoring Zooplankton 2020 - Bericht-Nr. 20/078-B01 Studie im Auftrag des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 Baudirektion (Referat Gewässeraufsicht) & Abteilung 4 Ländliche Entwicklung, Agrarwesen, Natur und

Hainz, R., G. Kum, G. Lindner, P. Blaschke, G. Wolfram, O. Zoboli & M. Zessner (2020). Online-Sonden und Freilandversuche. Teilbericht Nr. 5 im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amts der Bgld. Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.

Hietz, P. (1989). I. Zur Freisetzung von Nährstoffen aus dem Litter von *Phragmites australis* im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. AGN.

Hietz, P. (1992). Die Rolle des Detritus im Ökosystem des Schilfgürtels am Neusiedler See. Verh Zool-Bot Ges Österreich 129:35-66.

Klimaschutz (Biologische Station Neusiedler See). Wien, 13 S.

Kusel-Fetzmann, E. & G. Spatzierer (1986). Untersuchungen über die Algenentwicklung in Schilfbrand-, Schilfschnitt- und Altschilfflächen am Neusiedler See. Wasser und Abwasser 30:261-291.

Nemeth, E., Dvorak, M., Glaser, F., Kohler, B. & M. Schwienbacher (2022): Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See. Projektendbericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt. 4, Hauptreferat Naturschutz und Landschaftspflege, 251 S.

Wolfram, G., E. Boros, A. P. Blaschke, E. Csaplovics, R. Hainz, G. Király, R. Kovács, T. Krámer, R. Mayer, A. Nagy, M. Pannonhalmi, P. Riedler, M. Zessner, I. Vass, O. Zoboli (2020a): Managementplan Wasser für den Neusiedler. Technischer Bericht im Rahmen des Projektes

REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, und Észak-dunántúli Vízügyi Igagzatóság. Wien – Budapest – Győr, 87 S.

Wolfram, G., P. Riedler, R. Hainz, S. Hintermaier, M. Zessner, O. Zoboli, E. Saracevic, R. D & A. Amann (2020b). Physikalisch-chemische Parameter und Schadstoffe. Teilbericht Nr. 3 im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-20). Studie im Auftrag des Amts der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien.

### Fachliteratur zur Phytoplankton-Analytik

Huber-Pestalozzi, G. (1955): Das Phytoplankton des Süßwassers, Band 16 Teil 4, Euglenophyceen. E. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 606 S.

Kusel-Fetzmann, E. (2002): Die Euglenophytenflora des Neusiedler Sees (Burgenland, Österreich). Abh. der Zool.-Bot. Gesellschaft in Österreich, Band 32.

Komárek J. (2013): Süßwasserflora von Mitteleuropa / Freshwater Flora of Central Europe: Cyanoprokaryota 3. Teil/Part 3 Heterocytous Genera, Springer Spektrum Verlag, Berlin, Heidelberg, 1130 S.

Komárek, J. & K. Anagnostidis (2005): Cyanoprokaryota. 2. Teil Oscillatoriales. In: Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 19/2, Spektrum Akademischer Verlag (Elsevier), München, 759 S.

Komárek, J. & K. Anagnostidis (1999): Cyanoprokaryota. 1. Teil Chroococcales. In: Ettl, H., G. Gärtner, H. Heyning & D. Mollenhauer (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 19/1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 548 S.

Ettl, H. (1983) Chlorophyta I, Phytomonadina. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 9, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 807 S.

Ettl, H. & G. Gärtner (1988): Chlorophyta II, Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 10, Gustav Fischer Verlag, Jena, 436 S.

Komarek, J. & B. Fott (1983) Chlorophyceae, Ordnung: Chlorococcales. In: Huber-Pestalozzi, G. (ed.), Das Phytoplankton des Süßwassers, Band 16, 7. Teil, 1. Hälfte, E. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 1044 S.

Starmach, K. (1985): Chrysophyceae und Haptophyceae. In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heyning & D. Mollenhauer (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 550 S.

Moestrup, Ø. & A. J. Calado (2018): Dinophyceae. In: Büdel, B., G. Gärtner, L. Krienitz & M. Schagerl (eds): Süßwasserflora von Mitteleuropa / Freshwater Flora of Central Europe, Band 6, Springer Spektrum Verlag, Berlin, Heidelberg, 560 S.

Huber-Pestalozzi, G. & B. Fott (1968): Das Phytoplankton des Süßwassers, Band 16 Teil 3, Crytpophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae. E. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhand-lung, Stuttgart, 322 S.

Ettl, H. (1978): Xanthophyceae 1. Teil. In: Ettl, H., J. Gerloff & H. Heyning (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 3, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 530 S.

Coesel P.F.M. & Meesters, K. (2007): Desmids of the Lowlands Mesotaeniaceae and Desmidiaceae of the European Lowlands. KNNV Publishing. 351 S.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986): Bacillariophyceae (1.Teil: Naviculaceae). In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer eds.), Band 2/1. Stuttgart-New York, G. Fischer Verlag, 876 S.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1988): Bacillariophyceae (2.Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae). In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer eds.), Band 2/2. Stuttgart-New York, G. Fischer Verlag, 596 S.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991a): Bacillariophyceae (3.Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae). In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer eds.), Band 2/3. Stuttgart-New York, G. Fischer Verlag, 576 S.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1991b): Bacillariophyceae (4.Teil: Achnanthaceae). In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, (H. Ettl, G. Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig, D. Mollenhauer eds.), Band 2/4. Stuttgart-New York, G. Fischer Verlag, 437 S.

### Fachliteratur zur Zooplankton-Analytik

Einsle, U. (1993): Copepoda, Calanoida und Cyclopoida. In: J. Schwoerbel & P. Zwick (eds), Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Band 8/4-1. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, 209 S.

Einsle, U. (1996): Copepoda: Cyclopoida: Genera *Cyclops*, *Megacyclops*, *Acanthocyclops*. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world 3, SPB Academic Publishing, Netherlands, 82 S.

Flössner, D. (2000): Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys Publishers, Leiden, 440 S.

Korovchinsky, N.M. (1992): Sididae & Holopediidae (Crustacee, Daphniiformes). Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world 3, SPB Academic Publishing, Netherlands, 82 S.

Koste, W. (2000): Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Monogononta. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 673 S.

Wilke, T., H. W. Ahlrichs, R. Olafs & P. Bininda-Emonds (2019) A weighted taxonomic matrix key for species of the rotifer genus *Synchaeta* (Rotifera, Monogononta, Synchaetidae). ZooKeys 871: 1-40.

### Fachliteratur zur Hydrochemie-Analytik

ISO 17025 Allgemeine Anforderung an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien (Vers. 2018-02-15).

DIN 32645 Nachweis, Erfassungs- und Bestimmungsgrenze (Vers. 2008-11-01).

DIN ISO 8466-2 Kalibrierung und Auswertung Analytischer Verfahren und Beurteilung von Verfahrenskenndaten – Teil2: Kalibrierstrategie für nichtlineare Kalibrierfunktionen zweiten Grades (Vers. 2004-06).

EURACHEM / CITAC Guide CG 4 Quantifying Uncertainty in Analytical Measurement (3. ed.)

Nordtest Report TR537, Handbook for Calculation of measurement uncertainty in environmental laboratories (ed. 4, Version 2017-11.)

ÖNORM EN ISO 5667-1 Wasserbeschaffenheit-Probenahme-Probenahmeprogramme (Vers. 2007-04-01).

ÖNORM EN ISO 5667-3 Wasserbeschaffenheit-Probenahme-Konservierung und Handhabung (Vers. 2019-03-15).

ISO 5667-4 Water quality – Sampling – Part 4: Guidance on sampling from lakes, natural and man-made (Vers. 2016-07-01).

ISO 5667-6 Water quality – Sampling – Part 6: Guidance on sampling of rivers and streams (Vers. 2014-07-15).

ÖNORM M 6231 Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern (Vers. 2001-10-01).

DIN 38402 B 1/2 Bestimmung von Geruch und Geschmack (Vers. 1985 – Dezember)

ÖNORM EN ISO 7027 Bestimmung der Trübung (Vers. 2019-06-15).

ÖNORM EN 27888 Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit (Vers. 1993-12-01).

EN ISO 10523 Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des pH – Wertes (Vers. 2012-04-15).

ÖNORM EN ISO 5814 Wasserbeschaffenheit – Bestimmung des gelösten Sauerstoffs – Elektrochemisches Verfahren (Vers. 2013-05-15).

ISO 17289 Water quality – Determination of dissolved oxygen – Optical sensor method (Vers. 2014-07-01)

ÖNORM M 6616 Bestimmung der Temperatur (Vers. 1994-03-01).

ÖNORM EN 1484 Anleitung zu Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) (Vers. 2019-04-15).

ÖNORM EN 12260 Bestimmung von gebundenem Stickstoff nach Oxidation zu Stickstoffoxiden (Vers. 2003-12-01).
ÖNORM EN 872 Bestimmung suspendierter Stoffe – Abtrennung mittels Glasfaserfilter (Vers. 2005-04-01).
ÖNORM ISO 7150 Teil 1 Bestimmung von Ammonium – Manuelle spektrometrische Methode (Vers. 1987-12-01).
ÖNORM EN ISO 7887 Untersuchung und Bestimmung der Färbung (Vers. 2012-04-15).
DIN 38412 Teil16 Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächenwasser (Vers. 1985-12-01).
ÖNORM EN 26777 Bestimmung von Nitrit – Spektrometrisches Verfahren (Vers. 1993-05-01).
ÖNORM EN ISO 6878 Bestimmung von Phosphor – Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (Vers. 2004-09-01).
Ch. Legler, Ausg. Meth. d. Wasseruntersuchung Photometrische Bestimmung von Silizium (2. Auflage).
ÖNORM EN ISO 14911 Bestimmung der gelösten Kationen Lithium, Natrium, Ammonium, Kalium, Mangan, Strontium und Barium mittels Ionenchromatographie – Verfahren für Wasser und Abwasser (Vers. 1999-11-01).
ÖNORM EN ISO 10304-1 Bestimmung der gelösten Anionen Fluorid, Chlorid, Nitrit, Orthophosphat, Bromid, Nitrat und Sulfat mittels Ionenchromatographie – Teil 1: Verfahren für gering belastete Wässer (Vers. 2016-03-01).
DIN 38409 Teil 6 Härte eines Wassers (Vers. 1986-01-01).
ÖNORM EN 9963-1 Bestimmung der Alkalinität – Teil 1: Bestimmung der gesamten und der zusammengesetzten Alkalinität (Vers. 1996-02-01).

## Glossar (Abkürzungsverzeichnis)

| Parameter | Abkürzung | Einheit |
|---|---|---|
| **Vorort Parameter** | | |
| Eis | Eis | [ja/nein] |
| Tiefe der Stelle | Tiefe | [m] |
| Sichttiefe | Secchi | [m] |
| Sichttiefe durch Grund limitiert | limitiert | [ja/nein] |
| Wassertemperatur | Temp | [°C] |
| pH-Wert | pH | [-log$H^+$] |
| Sauerstoffkonzentration | O2 | [mg $L^{-1}$] |
| Sauerstoffsättigung | O2% | [%] |
| elektrische Leitfähigkeit (25°C) | Lf | [µS $cm^{-1}$] |
| **Grundchemismus** | | |
| Calcium | Ca | [mg $L^{-1}$] |
| Magnesium | Mg | [mg $L^{-1}$] |
| Gesamthärte | GH | [mmoL $L^{-1}$] |
| Karbonathärte | KH | [°dH] |
| Nicht-Karbonathärte | NKH | [°dH] |
| Natrium | Na | [mg $L^{-1}$] |
| Kalium | K | [mg $L^{-1}$] |
| Säurekapazität bis pH 4.3 (m-Wert) | KS 4.3 | [mmoL $L^{-1}$] |
| Säurekapazität bis pH 8.2 (p-Wert) | KS 8.2 | [mmoL $L^{-1}$] |
| Sulfat (als S) | $SO_4$-S | [mg $L^{-1}$] |
| Chlorid | Cl | [mg $L^{-1}$] |
| **Nährstoffe** | | |
| Gelöster reaktiver Phosphor (als P) | SRP | [µg $L^{-1}$] |
| Gelöster unreaktiver Phosphor (als P) | SUP | [µg $L^{-1}$] |
| Gesamter gelöster Phosphor (als P) | DP | [µg $L^{-1}$] |
| Partikulärer Phosphor (als P) | PP | [µg $L^{-1}$] |
| Gesamtphosphor (als P) | TP | [µg $L^{-1}$] |
| Silizium | Si | [mg $L^{-1}$] |
| Nitrit (als N) | $NO_2$-N | [µg $L^{-1}$] |
| Nitrat (als N) | $NO_3$-N | [mg $L^{-1}$] |
| Ammonium (als N) | $NH_4$-N | [µg $L^{-1}$] |
| Gesamtstickstoff (als N) | TN | [mg $L^{-1}$] |
| Gesamtschwebstoffe | PM | [mg $L^{-1}$] |
| Organische Schwebstoffe | POM | [mg $L^{-1}$] |
| Anorganische Schwebstoffe | PIM | [mg $L^{-1}$] |
| Gelöster organ. Kohlenstoff (als C) | DOC | [mg $L^{-1}$] |
| Partikulärer organ. Kohlenstoff (als C) | POC | [mg $L^{-1}$] |
| Gesamter organ. Kohlenstoff (als C) | TOC | [mg $L^{-1}$] |
| **Algenpigmente** | | |
| Chlorophyll-a nach Lorenzen | Chl-a | [µg $L^{-1}$] |

*Abb. 11 Parameterliste und Abkürzungen der Vor-Ort Parameter, der physikalisch-chemischen und hydrochemischen Parameter.*

# BRANDMANAGEMENT SCHILF IN JOIS – FACHBEREICH AMPHIBIEN, 2024

Autor:innen: Günther Wöss und Ute Nüsken

Kontakt:

Mag. Günther Wöss & DI Ute Nüsken

## Ausgangssituation und Wissensstand

Die Auswirkungen unterschiedlicher Brandereignisse auf die jeweilige Amphibienfauna sind nur unzureichend untersucht. Schurbon & Fauth (2003) berichten im Rahmen einer US-amerikanischen herpetologischen Studie über die Effekte kontrollierter Brände im Francis Marion National Forest in South Carolina einerseits von signifikanten negativen Sofort-Effekten infolge der unmittelbaren Mortalität aufgrund des Brandes (über 10 % Rückgang) sowie andererseits von deutlich größeren kurzfristigen Effekten mit einem Rückgang von über 30 % des Bestandes. Je länger die Brände zurücklagen, desto mehr stabilisierten sich die Amphibienpopulationen wieder. Wenngleich die Situation in einem Wald-Ökosystem mit jener in einem Schilfgürtel nur schlecht vergleichbar ist, deuten diese Tatsachen dennoch auf einen großen negativen Einfluss von Bränden auf Amphibien hin. Speziell im Altschilf drängt sich aber auch die Vermutung einer positiven Auswirkung auf die Laichgewässer durch Brände auf, indem die Vegetationsschicht geöffnet wird und die Gewässer besser besonnt werden, was für eine erfolgreiche Fortpflanzung von Amphibien meist unerlässlich ist. Gestützt wird diese Vermutung von Glaser et al. (2022), die signifikant niedrigere Fangzahlen in älteren Schilfbeständen im Vergleich zu jüngeren feststellten.

Letztlich sind die tatsächlichen Auswirkungen von Schilfbränden aktuell jedoch nur Spekulation, da umfängliche Untersuchungen konkret zu dieser Fragestellung bislang fehlen. Auch die vorliegende Erhebung wird diese Frage aufgrund ihres Zeitplans und Untersuchungsdesigns nicht klären können – nicht zuletzt, da es kein vergleichendes Monitoring vor dem Brandereignis gab. Auf dem jetzigen Ist-Zustand der Probegewässer können jedoch weitere Erhebungen aufbauen.

Wohl wissend, dass viele verschiedene Faktoren die Bestandsdichte von Amphibien beeinflussen können, werden die Erhebungsdaten der im Jänner 2024 bei Jois abgebrannten Fläche den Bereichen, die nach wie vor mit Schilf bestanden sind, gegenübergestellt.

## Methode

Die vier Erhebungsdurchgänge fanden 2024 an folgenden Terminen statt: 22. März, 25./26.April, 23./24. Mai und 12./13. Juni. Die Hauptmethode für das Nachweisen von Amphibien an den Probestellen war die Verwendung von Kleinfischreusen; dies erfolgte am 2., 3. und 4. Termin. Zusätzlich wurde im ersten Durchgang an den Probestellen für zehn Minuten (zwei Kartierende zu je fünf Minuten) gekeschert. Da die Beschaffenheit vieler Gewässer aufgrund zu großer Wassertiefe oder zu dichter Vegetation (vor allem abgestorbene Schifteile) das Keschern stark erschwerte, wurde diese Methode nur im März angewandt. Im Zuge dieses ersten Durchgangs wurden die Probestellen anhand von Erreichbarkeit und Eignung für Amphibien ausgewählt, mittels GPS verortet und zusätzlich deren „Eingang“ am Dammweg mithilfe eines um die Vegetation gebundenen Absperrbandes zur besseren Auffindbarkeit markiert (die Standort-Kennzeichnungen wurden im Rahmen des letzten Monitoring-Durchgangs wieder entfernt). Zusätzlich erfolgte eine Fotodokumentation der Probestellen (siehe Anhang 1). Die Kleinfischreusen wurden in Gruppen von je fünf Fallen in zehn Projektgewässern auf der Brandfläche westlich des Düsi Kanals sowie in zehn Referenzgewässern östlich davon ausgebracht (insgesamt also 100 Reusenfallen) und jeweils am nächsten Tag kontrolliert, ausgeleert und eingeholt (Abb. 1 und 2). Dabei wurden auch rufende Exemplare notiert, die nicht unmittelbar aus den Probegewässern riefen, sondern aus dessen Umgebung. Der Bezug oder Nicht-Bezug zum Probegewässer ist in den Rohdaten vermerkt (Anhang 2). Ein Schwimmkörper (Plastikflasche oder Stück einer Schwimmnudel) verhinderte das Untergehen der Reusen (Abb. 3).



*Abb. 1: Fünfergruppe von Kleinfischreusen. Foto: U. Nüsken, 2019*




*Abb. 2: Probestellen auf der Brandfläche (rote Punkte) und auf der Referenzfläche (grüne Punkte).*



*Abb. 3: Plastikflaschen und Schwimmnudelstücke verhindern das Untergehen der Reusen. Foto: U. Nüsken*

Ruferkartierungen zur überblicksmäßigen Feststellung von Rotbauchunke (*Bombina bombina*), Laubfrosch (*Hyla arborea*) und Wasserfröschen (*Pelophylax* sp.) wurden am 23.

Mai zwischen 21:00 und 22:00 Uhr durchgeführt. Diese erfolgten für die beiden Flächen getrennt und synchron (Brandfläche: G. Wöss, Referenzfläche: U. Nüsken), indem vom Damm zwischen den Probepunkten B1 und B10 bzw. zwischen S1 und S10 alle 100 m für zwei Minuten verhört und abgeschätzt wurde, wie viele rufende Individuen der drei Arten in einem ca. 200 m breiten Schilftransekt parallel zum Damm zu vernehmen waren (bei den leiser rufenden Rotbauchunken waren nur dammnahe Rufergemeinschaften hörbar). Daraus ergaben sich pro Fläche neun Verhörpunkte. Da exakte Ruferzahlen in großen Chören nicht seriös zu erheben sind (besonders beim Laubfrosch, dessen Ruferzahlen tendenziell unterschätzt werden), wurden folgende Größenklassen für eine Einstufung herangezogen, um zumindest einen größenordnungsmäßigen Vergleich durchführen zu können (was sich aber letztlich als nicht durchführbar herausstellte, siehe Ergebnisse und Diskussion): Klasse 1 = 1 Rufer, Klasse 2 = 2–5 Rufer, Klasse 3 = 6–15 Rufer.

## Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden im Zuge der vier Begehungstermine sieben Amphibienarten nachgewiesen, alle mit direktem Bezug zu den Probestellen (Tab. 1). Alle diese Arten wurden sowohl auf der Untersuchungsfläche als auch auf der Referenzfläche festgestellt. Die Wasserfrösche, bei denen mit einiger Sicherheit ein Hybrid-System von Seefrosch *Pelophylax ridibundus* und Teichfrosch *Pelophylax* kl. *esculentus* vorliegt (großteils wohl Seefrösche), werden als eine Art betrachtet. Bezogen auf die beiden Untersuchungsflächen waren es mit direktem Gewässerbezug auf der Brandfläche sechs Arten, auf der Referenzfläche fünf Arten. Die Fangzahlen verbesserten sich im Laufe der beiden letzten Untersuchungstermine deutlich, blieben aber dennoch auf einem eher niedrigen Niveau. Ein deutlicher Unterschied zwischen den Flächen bestand in den reinen Individuenzahlen, unabhängig von der Art. Während auf der Referenzfläche nur 54 Amphibienindividuen in den Fallen registriert wurden, waren es auf der Brandfläche 136 Exemplare. Dies beruht zumindest teilweise auf einer offenbar größeren Fortpflanzungsaktivität auf der Brandfläche speziell von Froschlurchen, die eine deutlich größere Menge an Eiern und somit Larven produzieren als Molche. Auf der Referenzfläche verirrten sich nur vier Froschlarven in die Reusenfallen (ausschließlich *Pelophylax* sp.), wohingegen es auf der Brandfläche immerhin 58 aus drei Arten waren (Laubfrosch, Springfrosch, Wasserfrosch). Bei den Molchlarven hielten sich die beiden Flächen mit 19 Individuen auf der Brandfläche und 21 Individuen auf der Referenzfläche jedoch etwa die Waage (Übersicht in Tab. 2). Auch die Zahl der (sub)adulten Tiere lag sowohl bei den Froschlurchen als auch bei den Molchen auf der Brandfläche deutlich höher als auf der Referenzfläche (Tab. 2). Einen Überblick über die Individuenzahlen der einzelnen Arten auf Brand- und Referenzfläche liefert Tab. 3; für die detaillierten Zahlen zu Alter und Geschlecht

sei auf die Rohdaten in Anhang 2 verwiesen. Laichballen wurden auf den Probestellen nicht gefunden.

| Probestelle | Art | ad | ad W | ad M | subad | Larven |
|---|---|---|---|---|---|---|
| B01 | Teichmolch | | | | | 5 |
| B01 | Rotbauchunke | | | 1 | | |
| B01 | Seefrosch | 1 | | | | |
| B01 | See-/Teichfrosch | | | 4 | | |
| B02 | Donau-Kammmolch | | | | | 1 |
| B02 | Seefrosch | | | | 1 | |
| B03 | Teichmolch | | 1 | | | 3 |
| B03 | Rotbauchunke | | | 1 | | |
| B03 | Seefrosch | 1 | | | | |
| B03 | See-/Teichfrosch | 1 | | 7 | | |
| B04 | Teichmolch | | 2 | | | 1 |
| B04 | Donau-Kammmolch | | | | | 2 |
| B04 | Seefrosch | 1 | | | | |
| B04 | See-/Teichfrosch | | | 5 | | |
| B5 | Teichmolch | | 2 | | | 3 |
| B5 | Donau-Kammmolch | | | | | 1 |
| B5 | Rotbauchunke | | | 1 | | |
| B5 | Seefrosch | 2 | | | | |
| B5 | See-/Teichfrosch | | | 10 | | |
| B6 | Teichmolch | | 1 | | | 1 |
| B6 | Rotbauchunke | 3 | | | | |
| B6 | See-/Teichfrosch | 1 | | | | 10 |
| B7 | Teichmolch | | 1 | | | 1 |
| B7 | Seefrosch | 1 | | | | |
| B7 | See-/Teichfrosch | 1 | | | | 4 |
| B8 | Teichmolch | | 1 | 1 | | |
| B8 | Rotbauchunke | | | 5 | | |
| B8 | Seefrosch | 1 | | | | |
| B8 | Wasserfrosch | | | 10 | | 2 |
| B9 | Teichmolch | | | | | 1 |
| B9 | Rotbauchunke | | | 1 | 1 | |

| Probestelle | Art | ad | ad W | ad M | subad | Larven |
|---|---|---|---|---|---|---|
| B9 | Springfrosch | | | | | 1 |
| B9 | Seefrosch | 1 | | | 2 | |
| B9 | See-/Teichfrosch | 1 | | | | 3 |
| B10 | Teichmolch | | | | | 1 |
| B10 | Rotbauchunke | | | 6 | | |
| B10 | Laubfrosch | | | 1 | | 21 |
| B10 | See-/Teichfrosch | 1 | | 1 | | 17 |
| S1 | Teichmolch | | | | | 2 |
| S1 | Donau-Kammmolch | | | | | 1 |
| S1 | Seefrosch | | | | 4 | |
| S1 | Wasserfrosch | | | | | 3 |
| S2 | Teichmolch | | | | | 2 |
| S2 | Rotbauchunke | | | 3 | | |
| S3 | Teichmolch | | | | | 2 |
| S3 | Rotbauchunke | | | 1 | | |
| S3 | Erdkröte | | | 1 | | |
| S3 | Seefrosch | 1 | | 1 | 1 | |
| S3 | See-/Teichfrosch | | | 5 | | |
| S4 | Teichmolch | | | | | 1 |
| S4 | Seefrosch | 1 | | | | |
| S5 | Teichmolch | | 3 | | | 2 |
| S5 | Donau-Kammmolch | | | | | 2 |
| S5 | Laubfrosch | | | 1 | | |
| S6 | Teichmolch | | 1 | | | 1 |
| S6 | Donau-Kammmolch | | | | | 3 |
| S6 | Seefrosch | 1 | | | | |
| S8 | Teichmolch | | 1 | | | 2 |
| S8 | Erdkröte | | | 1 | | |
| S8 | See-/Teichfrosch | | | 2 | | |
| S9 | Teichmolch | | | | | 3 |
| S9 | Rotbauchunke | | | 2 | | |
| S9 | Seefrosch | 1 | | 1 | | |
| S9 | Wasserfrosch | | | | | 1 |
| S10 | Teichmolch | | | | | 1 |

Tab. 1: Übersicht über die an den Probepunkten optisch und akustisch festgestellten Amphibienarten mit den Gesamt-Individuenzahlen pro Punkt, getrennt nach Brandfläche (rot) und Referenzfläche (blau). Der Gewässerbezug ist in den Rohdaten enthalten (Anhang 2). Die Zahlen geben die Summen der bei den Erhebungen erfassten Individuen an, für die Detailergebnisse an den einzelnen Erhebungsterminen siehe Anhang 2. Erhebungen ohne Nachweis an den Probestellen sind in Anhang 2 vermerkt. Abkürzungen: ad = adult, ad W = adulte Weibchen, ad M = adulte Männchen, subad = subadult.

| | **Individuen gesamt** | **Larven gesamt** | **Larven Froschlurche** | **Larven Molche** | **(Sub)Adulte Froschlurche** | **Adulte Molche** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Brandfläche** | 136 | 78 | 58 | 19 | 49 | 10 |
| **Referenzfläche** | 54 | 25 | 4 | 21 | 22 | 1 |

Tab. 2: Übersicht über die Gesamt-Individuenzahlen und die Larvenzahlen pro Untersuchungsfläche.

| | **Brandfläche** | **Referenzfläche** |
|---|---|---|
| **Teichmolch** | 25 | 21 |
| **Donau-Kammmolch** | 4 | 6 |
| **Rotbauchunke** | 12 | 4 |
| **Erdkröte** | 0 | 2 |
| **Laubfrosch** | 21 | 0 |
| **Springfrosch** | 1 | 0 |
| **Wasserfrösche** | 73 | 21 |

Tab: 3: Übersicht über die Individuenzahlen der einzelnen Arten auf Brand- und Referenzfläche. Für Details (Alter, Geschlechter, Erhebungstermine) siehe Anhang 2.

Die Gründe für die Unterschiede der Individuenzahlen auf den beiden Untersuchungsflächen können vielfältig sein und müssen keinesfalls zwingend auf die Öffnung der Vegetation durch das Brandereignis zurückzuführen sein. Genauso könnten unterschiedliche Bestandsdichten schon lange bestehen und etwa auf einer verschiedenen Beschaffenheit der Laichgewässer

oder auf abiotischen Faktoren beruhen. Um diese Frage zu beantworten, müsste eine deutlich größer angelegte Studie erfolgen.

Die geringere Fortpflanzungsaktivität der Froschlurche auf der Referenzfläche wurde teilweise auch durch die Ruferkartierung bestätigt – wobei noch einmal betont werden muss, dass eine seriöse quantitative Erhebung von großen Rufergemeinschaften nahezu unmöglich ist. Wie in der Einleitung erwähnt, diente diese Methodik hauptsächlich der überblicksmäßigen Feststellung des Vorkommens von Rotbauchunke, Laubfrosch und Wasserfrosch auf der Brand- und der Referenzfläche. Die notierten Größenklassen an jedem Standort wurden letztlich nicht ausgewertet, da die Wahrnehmung der Ruferzahl subjektiv ist. Was sich aber dennoch feststellen ließ, ist das weitgehende Fehlen der Rotbauchunke sowie deutlich schwächere Ruferbestände der Wasserfrösche auf der Referenzfläche. Auch der Laubfrosch wurde hier nicht so durchgängig registriert wie auf der Brandfläche (Tab. 4).

| Datum | Verhörpunkt | Rotbauchunke | Laubfrosch | Wasserfrosch |
|---|---|---|---|---|
| 23.5.2024 | **BP1** | x | x | x |
| 23.5.2024 | **BP2** | x | x | x |
| 23.5.2024 | **BP3** | x | x | x |
| 23.5.2024 | **BP4** | x | x | x |
| 23.5.2024 | **BP5** | x | x | x |
| 23.5.2024 | **BP6** | x | x | x |
| 23.5.2024 | **BP7** | x | x | x |
| 23.5.2024 | **BP8** | x | x | x |
| 23.5.2024 | **BP9** | x | x | x |
| 23.5.2024 | **SP1** | | x | |
| 23.5.2024 | **SP2** | | x | |
| 23.5.2024 | **SP3** | | x | |
| 23.5.2024 | **SP4** | | x | x |
| 23.5.2024 | **SP5** | | x | x |
| 23.5.2024 | **SP6** | | x | |
| 23.5.2024 | **SP7** | x | x | x |
| 23.5.2024 | **SP8** | | | x |
| 23.5.2024 | **SP9** | | | x |

Tab. 4: Anwesenheit der drei rufenden Arten an den neun Verhörpunkten auf der Brandfläche (rot) und auf der Referenzfläche (blau).

Die beiden Untersuchungsflächen wiesen vor allem hinsichtlich ihrer Gewässerbeschafftenheit und – wenig überraschend – der Schilfstruktur deutliche Unterschiede auf. Die meisten Gewässer auf der Brandfläche waren deutlich flacher als jene auf der Referenzfläche, gleichzeitig sorgte der zügige Aufwuchs des Jungschilfs auf der Brandfläche schnell für eine stärkere Beschattung vieler Probestellen – aber auch für eine bessere Strukturierung des Wasserkörpers. Die meisten Gewässer auf der Referenzfläche hingegen waren klassische Rohrlacken, die nur in den Randbereichen mit (Alt-)Schilf bestanden waren, während die Hauptwasserflächen weitgehend frei von Schilf waren. Dies sorgt zwar für eine bessere Besonnung der Gewässer, jedoch sind sie dadurch weniger gut strukturiert als die meisten Gewässer auf der Brandfläche. Gewässerstrukturierung und Besonnung sind zwei Parameter, die die Dichte von Amphibienbeständen wesentlich beeinflussen. Gut besonnte Gewässer, die gleichzeitig durch Wasservegetation strukturiert sind, bieten für die meisten Amphibienarten die ideale aquatische Lebensräume, um individuenstarke Populationen aufbauen zu können – unter der Voraussetzung des weitgehenden Fehlens von Fischen. In diesem Zusammenhang sei noch erwähnt, dass in den Reusenfallen im Zuge der gegenständlichen Untersuchung erstaunlicherweise kein einziger Fisch nachgewiesen wurde, wohingegen in den Untersuchungsgebieten von Glaser et al. (2022) (Winden am See, Oggau) Fische in den Fallen allgegenwärtig waren.

Die im Projekt nachgewiesenen Amphibienarten entsprechen weitgehend den typischen Schilfarten des Neusiedler Sees, die auch bei Glaser et al. (2022) festgestellt wurden. Erfreulicherweise konnten im Rahmen der beiden letzten Begehungen im Mai und vor allem im Juni schließlich doch noch der Donau-Kammmolch (*Triturus dobrogicus*) in Form einiger Larven sowie mehrere Standorte des Teichmolches (*Lissotriton vulgaris*) registriert werden. Speziell Ersterer weist zusammen mit den riesigen Beständen des Laubfrosches (*Hyla arborea*) und der Rotbauchunke (*Bombina bombina*) den Schilfgürtel des Neusiedler Sees als höchst bedeutsamen Lebensraum für stark gefährdete Amphibienarten aus, finden sich doch der Donau-Kammmolch in Anhang II, der Laubfrosch in Anhang IV und die Rotbauchunke sogar in beiden Anhängen der FFH-Richtlinie.

Für künftige Brandereignisse im Zuge von Schilfmanagement-Maßnahmen wird auch aus Amphibiensicht empfohlen, diese wie 2024 in den Hochwintermonaten durchzuführen, da hier die Wahrscheinlichkeit für brandbedingte letale Auswirkungen auf die Amphibienfauna deutlich verringert wird – wenngleich diese auch im Winter vermutlich nicht gänzlich ausbleiben. Obgleich nur wenig über das Überwinterungsverhalten von Amphibien im Schilfgürtel bekannt ist, liegt die Vermutung nahe, dass für an Land überwinternde Arten vor allem Dämme für die Hibernation von Bedeutung sind. Daher wird empfohlen, im Vorfeld von Brandmaßnahmen von Fachleuten beurteilen zu lassen, ob etwa Zuwegungen oder andere Flächen, die aus

logistischen Gründen von schwerem Gerät beeinträchtigt werden könnten, möglicherweise für Amphibien wichtige Winterquartiere darstellen. In diesem Fall sollte es zu einer entsprechenden Abstimmung kommen. Um generell zu wissen, ob, und wenn ja, welche Arten in welchen groben Bestandsgrößen auf einer geplanten Eingriffsfläche vorkommen, ist auch eine entsprechende herpetologische Erhebung im Frühling/Frühsommer vor der Maßnahme zu empfehlen. Diese erlaubt, das Ausmaß der Beeinträchtigungen auf die Amphibienfauna der Eingriffsfläche im Voraus abzuschätzen und die Abstimmungen zu konkretisieren.

**Fazit:**

Unsere Daten deuten darauf hin, dass das Brandereignis im Jänner 2024 zumindest im Untersuchungsjahr keinen negativen Effekt auf Amphibien hatte. Die Individuenzahlen waren auf der Brandfläche deutlich höher als auf der Referenzfläche; dies betraf die Gesamt-Individuenzahlen (136 vs. 54), die Zahlen der Froschlurch-Larven (58 vs. 4), der (sub-)adulten Froschlurche (49 vs. 22) sowie der adulten Molche (10 vs. 1). Nur die Molchlarven hielten sich die Waage (19 vs. 21). Um gesicherte Aussagen über die genauen Gründe für diese Beobachtungen zu treffen, müsste die Situation jedoch wesentlich umfänglicher wissenschaftlich untersucht werden.

Auch aus Sicht des Amphibienschutzes ist der Hochwinter jene Jahreszeit, in der negative/letale Auswirkungen von Schilfbränden auf Amphibien höchstwahrscheinlich auf einem niedrigeren Niveau zu halten sind als im restlichen Jahr. Betroffen sein können jedoch überwinternde Tiere. Über das Überwinterungsverhalten von Amphibien im Schilfgürtel ist nur sehr wenig bekannt, doch ist davon auszugehen, dass hierbei Dämme für an Land überwinternde Arten von großer Bedeutung sind. Daher sollte im Vorfeld von Brandereignissen von Experten und Expertinnen beurteilt werden, ob spezielle, potenziell geeignete Überwinterungsstrukturen von den Arbeiten betroffen sind, und darauf aufbauend eine entsprechende Abstimmung erfolgen kann. Dies betrifft in besonderem Maße logistisch beanspruchte Flächen wie Zuwegungen. Eine Vorab-Erhebung der auf einer geplanten Eingriffsfläche vorkommenden Amphibienarten im Frühling/Frühsommer vor dem Brandereignis ist jedenfalls zu empfehlen, um einen Überblick über das Artenspektrum und eine grobe Abschätzung der Bestandsgrößen zu erhalten. Auf Grundlage dessen kann beurteilt werden, in welchem Ausmaß mit Beeinträchtigungen zu rechnen ist, und entsprechend entgegengesteuert werden.

## Literatur

Glaser, F., Ludwig, G., Nüsken, U., Sztatecsny, M. & Wöss, G. (2022): Amphibien-Teil. – In: Nemeth, E., Dvorak, M., Glaser, F., Kohler, B. & Schwienbacher, M. (2022): Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See. – Projektendbericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt. 4, Hauptreferat Naturschutz und Landschaftspflege: 115–219.

Schurbon, J.M. & Fauth, J.E. (2003): Effects of Prescribed Burning on Amphibien Diversity in a Southeastern U.S. National Forest. – Conservation Biology 17(5): 1338–1349.

## Anhang

*Anhang 1: Fotodokumentation (Fotos: U. Nüsken)*



Gewässer B1, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer B2, 25.4.2024 (2. Durchgang)



Gewässer B3, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer B4, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer B5, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer B6, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer B7, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer B8, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer B9, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer B10, 25.4.2024 (2. Durchgang)



Gewässer S1, 25.4.2024 (2. Durchgang)



Gewässer S2, 25.4.2024 (2. Durchgang)



Gewässer S3, 25.4.2024 (2. Durchgang)



Gewässer S4, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer S5, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer S6, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer S7, 25.4.2024 (2. Durchgang)



Gewässer S8, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer S9, 22.3.2024 (1. Durchgang)



Gewässer S10, 22.3.2024 (1. Durchgang)

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 25.04.2024 | B01 | 16,7975 7 | 47,9350 3 | Bombina bombina | ad | M | 1 | ja | rufend | Verhören |
| 23.05.2024 | B01 | 16,7975 7 | 47,9350 3 | Bombina bombina | ad | M | 1 | ja | rufend | Verhören |
| 22.03.2024 | B01 | 16,7975 7 | 47,9350 3 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 26.04.2024 | B01 | 16,7975 7 | 47,9350 3 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 24.05.2024 | B01 | 16,7975 7 | 47,9350 3 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 13.06.2024 | B01 | 16,7975 7 | 47,9350 3 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 5 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | B01 | 16,7975 7 | 47,9350 3 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |
| 12.06.2024 | B01 | 16,7975 7 | 47,9350 3 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | M | 4 | ja | | Verhören |
| 22.03.2024 | B02 | 16,7982 0 | 47,9342 3 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 25.04.2024 | B02 | 16,7982 0 | 47,9342 3 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 23.05.2024 | B02 | 16,79820 | 47,93423 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 12.06.2024 | B02 | 16,79820 | 47,93423 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 13.06.2024 | B02 | 16,79820 | 47,93423 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 26.04.2024 | B02 | 16,79820 | 47,93423 | Pelophylax ridibundus | subad | | 1 | ja | | Reusen |
| 24.05.2024 | B02 | 16,79820 | 47,93423 | Triturus dobrigicus | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 25.04.2024 | B03 | 16,79853 | 47,93427 | Bombina bombina | ad | M | 1 | ja | rufend | Verhören |
| 26.04.2024 | B03 | 16,79853 | 47,93427 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 12.06.2024 | B03 | 16,79853 | 47,93427 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 22.03.2024 | B03 | 16,79853 | 47,93427 | Lissotriton vulgaris | ad | W | 1 | ja | | Keschern |
| 13.06.2024 | B03 | 16,79853 | 47,93427 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 3 | ja | | Reusen |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 13.06.2024 | B03 | 16,79853 | 47,93427 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |
| 25.04.2024 | B03 | 16,79853 | 47,93427 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | M | 2 | ja | rufend | Verhören |
| 23.05.2024 | B03 | 16,79853 | 47,93427 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | | 1 | ja | | Sichtung |
| 24.05.2024 | B03 | 16,79853 | 47,93427 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | M | 5 | ja | rufend | Verhören |
| 22.03.2024 | B04 | 16,79890 | 47,93386 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 25.04.2024 | B04 | 16,79890 | 47,93386 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 23.05.2024 | B04 | 16,79890 | 47,93386 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 26.04.2024 | B04 | 16,79890 | 47,93386 | Lissotriton vulgaris | ad | W | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | B04 | 16,79890 | 47,93386 | Lissotriton vulgaris | Larven, ad | W | 2 | ja | | Reusen |
| 26.04.2024 | B04 | 16,79890 | 47,93386 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 12.06.2024 | B04 | 16,7989 0 | 47,9338 6 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | M | 5 | nein | | Verhören |
| 24.05.2024 | B04 | 16,7989 0 | 47,9338 6 | Triturus dobrigicus | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | B04 | 16,7989 0 | 47,9338 6 | Triturus dobrigicus | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 25.04.2024 | B05 | 16,7992 4 | 47,9334 9 | Bombina bombina | ad | M | 1 | nein | rufend | Verhören |
| 22.03.2024 | B05 | 16,7992 4 | 47,9334 9 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 23.05.2024 | B05 | 16,7992 4 | 47,9334 9 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 26.04.2024 | B05 | 16,7992 4 | 47,9334 9 | Lissotriton vulgaris | ad | W | 2 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | B05 | 16,7992 4 | 47,9334 9 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 3 | ja | | Reusen |
| 24.05.2024 | B05 | 16,7992 4 | 47,9334 9 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | B05 | 16,7992 4 | 47,9334 9 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 12.06.2024 | B05 | 16,799244 | 47,933349 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | M | 10 | nein | | Verhören |
| 13.06.2024 | B05 | 16,799244 | 47,933349 | Triturus dobrigicus | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 25.04.2024 | B06 | 16,799663 | 47,933313 | Bombina bombina | ad | | 3 | ja | | Sichtung |
| 22.03.2024 | B06 | 16,799663 | 47,933313 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 26.04.2024 | B06 | 16,799663 | 47,933313 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 12.06.2024 | B06 | 16,799663 | 47,933313 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 24.05.2024 | B06 | 16,799663 | 47,933313 | Lissotriton vulgaris | ad | W | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | B06 | 16,799663 | 47,933313 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 23.05.2024 | B06 | 16,799663 | 47,933313 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | | 1 | ja | | Sichtung |
| 13.06.2024 | B06 | 16,799663 | 47,933313 | Pelophylax ridibundus/esculentus | Larven | | 10 | ja | | Reusen |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 22.03.2024 | B07 | 16,799866 | 47,932775 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 25.04.2024 | B07 | 16,799866 | 47,932775 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 26.04.2024 | B07 | 16,799866 | 47,932775 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 12.06.2024 | B07 | 16,799866 | 47,932775 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 24.05.2024 | B07 | 16,799866 | 47,932775 | Lissotriton vulgaris | ad | W | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | B07 | 16,799866 | 47,932775 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 24.05.2024 | B07 | 16,799866 | 47,932775 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |
| 23.05.2024 | B07 | 16,799866 | 47,932775 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | | 1 | ja | | Sichtung |
| 13.06.2024 | B07 | 16,799866 | 47,932775 | Pelophylax ridibundus/esculentus | Larven | | 4 | ja | | Reusen |
| 23.05.2024 | B08 | 16,800800 | 47,932001 | Bombina bombina | ad | M | 5 | ja | rufend | Verhören |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 22.03.2024 | B08 | 16,80080 | 47,93201 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 25.04.2024 | B08 | 16,80080 | 47,93201 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 26.04.2024 | B08 | 16,80080 | 47,93201 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 12.06.2024 | B08 | 16,80080 | 47,93201 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 24.05.2024 | B08 | 16,80080 | 47,93201 | Lissotriton vulgaris | ad | W, M | 2 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | B08 | 16,80080 | 47,93201 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |
| 23.05.2024 | B08 | 16,80080 | 47,93201 | Pelophylax sp. | ad | M | 10 | ja | rufend | Verhören |
| 13.06.2024 | B08 | 16,80080 | 47,93201 | Pelophylax sp. | Larven | | 2 | ja | | Reusen |
| 22.03.2024 | B09 | 16,80251 | 47,93105 | Bombina bombina | subad | | 1 | ja | | Sichtung |
| 25.04.2024 | B09 | 16,80251 | 47,93105 | Bombina bombina | ad | M | 1 | nein | | Verhören |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 12.06.2024 | B09 | 16,80251 | 47,93105 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 13.06.2024 | B09 | 16,80251 | 47,93105 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 26.04.2024 | B09 | 16,80251 | 47,93105 | Pelophylax ridibundus | subad | | 1 | ja | | Reusen |
| 24.05.2024 | B09 | 16,80251 | 47,93105 | Pelophylax ridibundus | subad | | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | B09 | 16,80251 | 47,93105 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |
| 23.05.2024 | B09 | 16,80251 | 47,93105 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | | 1 | ja | | Sichtung |
| 13.06.2024 | B09 | 16,80251 | 47,93105 | Pelophylax ridibundus/esculentus | Larven | | 3 | ja | | Reusen |
| 26.04.2024 | B09 | 16,80251 | 47,93105 | Rana dalmatina | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 22.03.2024 | B10 | 16,80456 | 47,92988 | Bombina bombina | ad | M | 5 | nein | rufend | Verhören |
| 25.04.2024 | B10 | 16,80456 | 47,92988 | Bombina bombina | ad | M | 1 | nein | | Sichtung |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 22.03.2024 | B10 | 16,80456 | 47,92988 | Hyla arborea | ad | M | 1 | nein | rufend | Verhören |
| 24.05.2024 | B10 | 16,80456 | 47,92988 | Hyla arborea | Larven | | 21 | ja | | Reusen |
| 12.06.2024 | B10 | 16,80456 | 47,92988 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 13.06.2024 | B10 | 16,80456 | 47,92988 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 22.03.2024 | B10 | 16,80456 | 47,92988 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | M | 1 | nein | rufend | Verhören |
| 23.05.2024 | B10 | 16,80456 | 47,92988 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | | 1 | ja | | Sichtung |
| 24.05.2024 | B10 | 16,80456 | 47,92988 | Pelophylax ridibundus/esculentus | Larven | | 9 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | B10 | 16,80456 | 47,92988 | Pelophylax ridibundus/esculentus | Larven | | 8 | ja | | Reusen |
| 25.04.2024 | S01 | 16,79855 | 47,93836 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 26.04.2024 | S01 | 16,79855 | 47,93836 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 23.05.2024 | S01 | 16,79855 | 47,93836 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 12.06.2024 | S01 | 16,79855 | 47,93836 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 13.06.2024 | S01 | 16,79855 | 47,93836 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 2 | ja | | Reusen |
| 22.03.2024 | S01 | 16,79855 | 47,93836 | Pelophylax ridibundus | subad | | 3 | ja | | Sichtung |
| 24.05.2024 | S01 | 16,79855 | 47,93836 | Pelophylax ridibundus | subad | | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | S01 | 16,79855 | 47,93836 | Pelophylax sp. | Larven | | 3 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | S01 | 16,79855 | 47,93836 | Triturus dobrigicus | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 23.05.2024 | S02 | 16,79742 | 47,93794 | Bombina bombina | ad | M | 1 | ja | rufend | Verhören |
| 24.05.2024 | S02 | 16,79742 | 47,93794 | Bombina bombina | ad | M | 2 | ja | rufend | Verhören |
| 22.03.2024 | S02 | 16,79742 | 47,93794 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 25.04.2024 | S02 | 16,79742 | 47,93794 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 12.06.2024 | S02 | 16,79742 | 47,93794 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 13.06.2024 | S02 | 16,79742 | 47,93794 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 2 | ja | | Reusen |
| 23.05.2024 | S03 | 16,79716 | 47,93775 | Bombina bombina | ad | M | 1 | ja | rufend | Verhören |
| 22.03.2024 | S03 | 16,79716 | 47,93775 | Bufo bufo | ad | M | 1 | ja | rufend | Verhören |
| 25.04.2024 | S03 | 16,79716 | 47,93775 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 12.06.2024 | S03 | 16,79716 | 47,93775 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 13.06.2024 | S03 | 16,79716 | 47,93775 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 2 | ja | | Reusen |
| 26.04.2024 | S03 | 16,79716 | 47,93775 | Pelophylax ridibundus | subad | | 1 | ja | | Reusen |
| 26.04.2024 | S03 | 16,79716 | 47,93775 | Pelophylax ridibundus | ad | M | 1 | ja | rufend | Verhören |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 13.06.2024 | S03 | 16,79716 | 47,937775 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |
| 24.05.2024 | S03 | 16,79716 | 47,937775 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | M | 5 | ja | rufend | Verhören |
| 23.05.2024 | S03 | 16,79716 | 47,937775 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | M | 5 | ja | rufend | Verhören |
| 22.03.2024 | S04 | 16,79736 | 47,93692 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 25.04.2024 | S04 | 16,79736 | 47,93692 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 26.04.2024 | S04 | 16,79736 | 47,93692 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 23.05.2024 | S04 | 16,79736 | 47,93692 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 12.06.2024 | S04 | 16,79736 | 47,93692 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 13.06.2024 | S04 | 16,79736 | 47,93692 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 24.05.2024 | S04 | 16,79736 | 47,93692 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 22.03.2024 | S05 | 16,79782 | 47,93627 | Hyla arborea | ad | M | 1 | nein | rufend | Verhören |
| 25.04.2024 | S05 | 16,79782 | 47,93627 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 23.05.2024 | S05 | 16,79782 | 47,93627 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 12.06.2024 | S05 | 16,79782 | 47,93627 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 26.04.2024 | S05 | 16,79782 | 47,93627 | Lissotriton vulgaris | ad | W | 1 | ja | | Reusen |
| 24.05.2024 | S05 | 16,79782 | 47,93627 | Lissotriton vulgaris | ad | W | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | S05 | 16,79782 | 47,93627 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 2 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | S05 | 16,79782 | 47,93627 | Lissotriton vulgaris | ad | W | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | S05 | 16,79782 | 47,93627 | Triturus dobrigicus | Larven | | 2 | ja | | Reusen |
| 22.03.2024 | S06 | 16,79794 | 47,93594 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 25.04.2024 | S06 | 16,797944 | 47,935934 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 23.05.2024 | S06 | 16,797944 | 47,935934 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 12.06.2024 | S06 | 16,797944 | 47,935934 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 24.05.2024 | S06 | 16,797944 | 47,935934 | Lissotriton vulgaris | ad | W | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | S06 | 16,797944 | 47,935934 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 24.05.2024 | S06 | 16,797944 | 47,935934 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |
| 13.06.2024 | S06 | 16,797944 | 47,935934 | Triturus dobrigicus | Larven | | 3 | ja | | Reusen |
| 22.03.2024 | S07 | 16,798117 | 47,935556 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 25.04.2024 | S07 | 16,798117 | 47,935556 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 26.04.2024 | S07 | 16,798117 | 47,935556 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 23.05.2024 | S07 | 16,79817 | 47,93556 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 24.05.2024 | S07 | 16,79817 | 47,93556 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 12.06.2024 | S07 | 16,79817 | 47,93556 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 13.06.2024 | S07 | 16,79817 | 47,93556 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 22.03.2024 | S08 | 16,79891 | 47,93484 | Bufo bufo | ad | M | 1 | ja | rufend | Verhören |
| 25.04.2024 | S08 | 16,79891 | 47,93484 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 23.05.2024 | S08 | 16,79891 | 47,93484 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 24.05.2024 | S08 | 16,79891 | 47,93484 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 12.06.2024 | S08 | 16,79891 | 47,93484 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 26.04.2024 | S08 | 16,79891 | 47,93484 | Lissotriton vulgaris | ad | W | 1 | ja | | Reusen |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 13.06.2024 | S08 | 16,7989 1 | 47,9348 4 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 2 | ja | | Reusen |
| 22.03.2024 | S08 | 16,7989 1 | 47,9348 4 | Pelophylax ridibundus/esculentus | ad | M | 2 | nein | rufend | Verhören |
| 13.06.2024 | S09 | 16,7991 3 | 47,9347 7 | Bombina bombina | ad | M | 2 | nein | rufend | Reusen |
| 22.03.2024 | S09 | 16,7991 3 | 47,9347 7 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 26.04.2024 | S09 | 16,7991 3 | 47,9347 7 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 23.05.2024 | S09 | 16,7991 3 | 47,9347 7 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 12.06.2024 | S09 | 16,7991 3 | 47,9347 7 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 13.06.2024 | S09 | 16,7991 3 | 47,9347 7 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 3 | ja | | Reusen |
| 24.05.2024 | S09 | 16,7991 3 | 47,9347 7 | Pelophylax ridibundus | ad | | 1 | ja | | Reusen |
| 25.04.2024 | S09 | 16,7991 3 | 47,9347 7 | Pelophylax ridibundus | ad | M | 1 | nein | | Sichtung |

| Datum | Probepunkt | Länge [°] | Breite [°] | Art | Alter | Geschlecht | Anzahl | Bezug zur Probestelle | Anmerkungen | Methode |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 13.06.2024 | S09 | 16,79913 | 47,93477 | Pelophylax sp. | Larven | | 1 | ja | | Reusen |
| 22.03.2024 | S10 | 16,80117 | 47,93260 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Keschern/Verhören |
| 25.04.2024 | S10 | 16,80117 | 47,93260 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 26.04.2024 | S10 | 16,80117 | 47,93260 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 23.05.2024 | S10 | 16,80117 | 47,93260 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 24.05.2024 | S10 | 16,80117 | 47,93260 | kein Nachweis | | | | | | Reusen |
| 12.06.2024 | S10 | 16,80117 | 47,93260 | kein Nachweis | | | | | | Sicht/Verhören |
| 13.06.2024 | S10 | 16,80117 | 47,93260 | Lissotriton vulgaris | Larven | | 1 | ja | | Reusen |

# PILOTPROJEKT BRANDMANAGEMENT SCHILFGÜRTEL (BRAMASCHI) - TEILBEREICH ORNITHOLOGIE - VERGLEICH VON VOGELGEMEINSCHAFTEN IN BRAND-, SCHNITT- UND ALTSCHILFFLÄCHEN

**Autoren: Erwin Nemeth und Michael Dvorak**

**unter Mitarbeit von Benjamin Balog & Benjamin Schmid**

**Studie von BirdLife Österreich**

**Kontakt:**

Dr. Erwin Nemeth
BirdLife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde
Diefenbachgasse 35/1/6
1150 Wien
erwin.nemeth@birdlife.at

Dr. Michael Dvorak
BirdLife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde
Diefenbachgasse 35/1/6
1150 Wien
michael.dvorak@birdlife.at

**Freilandarbeit**:

Benjamin Balog
Benjamin Schmid

Wien, Dezember 2024

*<u>Danksagung:</u> Dem Amt der Burgenländischen Landesregierung in Person von Kathrin Niklos danken wir für die Vergabe der Fördermittel. Die Esterhazy Betriebe ermöglichten uns die Begehungen auf ihren Grundstücken im Schilfgürtel bei Breitenbrunn. Philipp Koch (Esterhazy) stellte uns ein Boot für die Befahrungen zur Verfügung. Die Punkttaxierungen wurden von Benjamin Schmidt und Benjamin Balog durchgeführt. Benjamin Balog steuerte außerdem die Grafiken bei und war an der Tabellenerstellung beteiligt. Die Biologische Station Neusiedler See unter der Leitung von Thomas Zechmeister und der Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel in Person von Arno Cimadom und Harald Grabenhofer halfen bei der Logistik. Bernhard Paces sah das Manuskript im Detail durch und machte zahlreiche Vorschläge für Verbesserungen. Ihnen allen ein herzliches Dankeschön!*

## Zusammenfassung

Im Rahmen dieser Studie wurden die Brutvogel-Gemeinschaften in unterschiedlich strukturierten Untersuchungsflächen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees in Österreich untersucht. Die Zählungen wurden im Mai und Juni 2024 in einer im Jahr 2023 abgebrannten Schilffläche bei Breitenbrunn sowie in drei mehr als 15 Jahre alten Altschilfflächen in der Kernzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel im südöstlichen Teil des Schilfgürtels durchgeführt.

Die Ergebnisse zeigen, dass die abgebrannte Fläche für Schilfvögel genauso attraktiv war wie Schnittflächen. Es waren fast keine negativen Einflüsse auf die Vogelfauna feststellbar.

Die Brutvogelgemeinschaft der einjährigen Brandfläche bei Breitenbrunn ähnelte stark derer der Schnittflächen. Drosselrohrsänger und Rohrammer erreichten in beiden Kategorien ähnliche relative Dichten. Mariskensänger und Kleines Sumpfhuhn fehlten als Altschilfbewohner sowohl in Brand- als auch in Schnittflächen weitgehend bzw. erreichen sie nur sehr geringe Dichten. Die Bartmeise erreichte in Altschilfflächen eine signifikant höhere relative Dichte als in den Schnitt- und in der Brandfläche. Stark von den Wasserständen bestimmt sind die relativen Dichten von Blaukehlchen und Wasserralle. Blaukehlchen kommen bei geeigneten Wasserständen in allen Schilfkategorien vor, signifikante Unterschiede gab es z. B. im Altschilf zwischen den Jahren 2019 und 2024, mit weitaus höheren Zahlen im Jahr 2024 bei niedrigerem Wasserstand. Der Wasserstand beeinflusst wahrscheinlich aber auch das Auftreten der anderen Arten.

Junge Schnitt- und mit einiger Wahrscheinlichkeit auch frische Brandflächen können sehr attraktiv für brütende Limikolen wie Bekassine, Rotschenkel, Kiebitz und Stelzenläufer sein und damit von hoher naturschutzfachlicher Bedeutung für diese Arten. Allerdings muss durch weitergehende Untersuchungen geklärt werden, inwieweit es in diesen Lebensräumen auch in größerem Ausmaß zu erfolgreichen Bruten kommt.

## Einleitung

Das Schilfrohr *(Phragmites australis)*, in der Folge als „Schilf“ bezeichnet, ist ein weltweit verbreitetes, hochproduktives Gras und eine der weitest verbreiteten Blütenpflanzen weltweit. Das Kernareal der Art umfasst die gemäßigten Zonen Eurasiens, des Nahen Ostens sowie Nordamerikas (HASLAM 2010). Schilf wächst charakteristischerweise auf feuchten Standorten, und hier bevorzugt in Bereichen, in denen der Wasserstand zwischen knapp unter der Bodenoberfläche bis zu einem Meter über dem Boden variiert (BRIX 1988, OSTENDORP 1993). Es ist daher meist an den Ufern von Stillgewässern, entlang von Flussufern und in nährstoffreichen Torfgebieten zu finden. Schilf kann aber auch in tieferem Wasser wachsen, wenn dieses ausreichend klar ist. Umgekehrt ist die Art in Wüstengebieten auch in Bereichen mit einem Grundwasserspiegel von 3-4 Metern unter der Oberfläche zu finden (THEVS et al. 2007). Schilf wächst meist in Süßwasser, stellenweise aber auch in Brack- und sehr selten sogar in Salzwasser mit niedriger Salzkonzentration (OSTENDORP 1993).

Schilf kann an besonders geeigneten Stellen großflächig artreine Bestände bilden oder in solchen großflächigen Röhrichten die dominante Art darstellen (OSTENDORP 1993). Als Pionierpflanze kann sich Schilf in neuen Gebieten schnell ausbreiten und damit gegebenenfalls auch zur Bedrohung für die ursprüngliche Verlandungsgesellschaft werden. In Teilen Nordamerikas wird Schilf als invasive Art eingestuft (CHAMBERS *et al.* 1999, TEWKSBURY *et al.* 2002); dies betrifft jedoch nicht das native Taxon *P. a. americana* sondern die eurasische Unterart *P. a. australis,* die im 19. Jahrhundert in Nordamerika eingeschleppt wurde (SALTONSTALL 2002).

Schilfbestände (englisch „reedbeds“) sind Lebensraum für spezialisierte Vertreter bestimmter Tiergruppen. Dazu zählen insbesondere verschiedene Insektenarten unter den Schmetterlingen (Lepidoptera), Wanzen (Hemiptera), Zweiflüglern (Diptera) und Käfern (Coleoptera). In Großbritannien sind nicht weniger als 40 Arten dieser vier Ordnungen ausschließlich in Schilfbeständen zu finden (BUGLIFE 2024). Unter den Vögeln ist eine überraschend große Zahl an Arten zumindest zur Brutzeit überwiegend oder sogar fast ausschließlich an den Lebensraum Schilf gebunden. In Österreich sind zumindest 10 Arten als reine „Schilfvögel“ zu bezeichnen, ihre Brut- wie auch Nahrungsterritorien liegen zur Brutzeit ausschließlich in Schilfbeständen (M. Dvorak & E. Nemeth, unveröff. Daten).

Großflächige Schilfbestände sind daher für den Schutz dieser Arten von immenser Bedeutung, da sie Lebensraum für große Brutpopulationen bieten. Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees stellt mit insgesamt 181 km² (CSAPLOVICS 2019) einen sehr großen zusammenhängenden Schilfbestand dar. Wenngleich bislang nur für wenige Länder Europas Inventare der Schilfflächen vorliegen (z. B. für Ungarn und Britannien; SHARMA et al. 2023, DAVIES *et al.*

2024) wird davon ausgegangen, dass es sich um den zweitgrößten Bestand ganz Europas handelt (CSAPLOVICS 2019). Dass der Schilfgürtel des Neusiedler Sees für schilfbewohnende Vogelarten allein schon aufgrund seiner Ausdehnung größte Bedeutung besitzt, liegt damit auf der Hand. Er steht daher schon ab den 1950er Jahren (KOENIG 1952), besonders aber seit den 1980er Jahren im Fokus der vogelkundlichen Forschung. Dies manifestierte sich zuerst in Untersuchungen zur Ökologie einzelner Arten und Artengruppen (LEISLER 1970, DVORAK 1985, ZWICKER & GRÜLL 1985) gefolgt von ersten Arbeiten zur Abschätzung von Populationsgrößen (DVORAK *et al.* 1997) und damit zur Einordnung der Bedeutung des Gebiets auf internationaler Ebene (NEMETH *et al.* 2014, NEMETH & DVORAK 2021). Alle bisher durchgeführten Untersuchungen und Monitoring-Programme belegen die überragende internationale, europa- und teils auch weltweite Bedeutung des Schilfgürtels des Neusiedler Sees für den Vogelschutz.

In manchen Situationen, wie beispielsweise Streuwiesen in Niedermooren oder allgemein in Feuchtwiesen mit hoch anstehendem Grundwasser, kann Schilf zwar für naturschutzfachlich wertvolle Wiesengesellschaften zum Problem für den Naturschutz werden, sehr viel häufiger wurden jedoch in verschiedenen Gebieten Mittel- und Westeuropas Fälle von klein- und großflächigem Schilfsterben festgestellt. Ende der 1980er Jahre lagen schließlich verschiedene Belege für eine seit damals in der englischsprachigen Fachliteratur als „reed die-back“ (Schilfsterben) bekannte, teils drastische Verschlechterung des ökologischen Zustandes von Schilfbeständen vor (DEN HARTOG *et al.* 1989). In den 1990er Jahren wurde den Ursachen dieses Schilfstrebens mit gezielten Untersuchungen nachgegangen (VAN DER PUTTEN 1997, BRIX 1999), diese Forschungen ergaben bald konkrete Hinweise auf und Nachweise der involvierten Faktoren (z. B. ARMSTRONG *et al.* 1996).

Am Neusiedler See waren stark aufgelockerte und absterbende Bereiche an Fahrspuren und in Schnittflächen im Schilfgürtel seit den 1970er Jahren bekannt (CSAPLOVICS 1985). Gebiete mit lokalem Schilfsterben wurden auf ungarischer Seite erstmals im Jahr 1993 (DINKA & SZEGLET 1999) und 1996/97 (DINKA *et al.* 2010) beschrieben und untersucht. Im darauffolgenden Jahrzehnt wurde dem Schilfsterben am Neusiedler See von fachlicher Seite weniger Aufmerksamkeit geschenkt. Erst im Rahmen der Erstellung eines Natura 2000-Management-Plans (NEMETH *et al.* 2014) wurden wieder Schnittschäden durch unsachgemäße Schilfmahd thematisiert. Zusammen mit den Schnittschäden ist der anoxische Abbau des Altschilfes im tieferen Wasser ein entscheidender Faktor (DINKA *et al.* 2010). Der akkumulierte Kohlenstoff sinkt in überfluteten Röhrichtgebieten ins Wasser und führt zur Bildung von Phytotoxinen und zu degenerierten Schilfbeständen. Ein oxischer Abbau wird durch stagnierend hohe Wasserstände verhindert, größere Wasserschwankungen wirken sich dagegen wie am Balaton (Ungarn) vermutlich positiv aus (TÓTH 2016).

Ab ca. 2015 mehren sich Anzeichen für ein flächiges Umbrechen und Absterben größerer Schilfbereiche, das sich seither von Jahr zu Jahr beschleunigt (E. Nemeth, unveröff. Daten). Für die Jahre 2018/19 wurde im Rahmen einer Masterarbeit eine aktuelle Ausdehnung dieser Bruchschilfflächen von 17 km² ermittelt (PERLINGER 2022), seither hat sich diese Fläche aber, nach den Ergebnissen von Befliegungen in den Jahren 2020-2024 zu urteilen, stark vergrößert (E. Nemeth, unveröff. Daten).

Schilfbewohnende Kleinvögel besiedeln am Neusiedler See unterschiedlich strukturierte Schilfbestände (GRÜLL & ZWICKER 1993, DVORAK *et al.* 1997). Das Schilfalter bestimmt diese strukturellen Merkmale sehr wesentlich: Jüngere Bestände sind bei niedriger Schilfhalmdichte einheitlich strukturiert, weisen keine oder nur wenige geknickte Halme und nur wenige offene Wasserflächen auf. In älteren Beständen akkumuliert sich zunehmend (mit ansteigendem Alter) eine sogenannte „Knickschicht“ aus umgebrochenen Halmen, es bilden sich dichte Schilfhorste mit dazwischenliegenden freien Wasserflächen, so genannten „Blänken“ (ZWICKER & GRÜLL 1985). Mit Ausnahme des Drosselrohrsängers *(Acrocephalus arundinaceus)* erreichen am Neusiedler See die meisten Arten in reichhaltiger strukturierten, in der Regel also älteren (mehrjährigen) Schilfbeständen höhere Dichten als in jüngeren (GRÜLL & ZWICKER 1993). Intensität und räumlich-zeitliche Ausdehnung der Schilfnutzung bestimmen daher am Neusiedler See die Verfügbarkeit geeigneten Lebensraums für die einzelnen Arten (NEMETH *et al.* 2014).

Mit dem ca. 2015 einsetzenden, großflächigem Absterben von Schilfbeständen ist nunmehr ein weiterer Faktor hinzugekommen, der die Bestandssituation der schilfbewohnenden Vogelarten massiv negativ beeinträchtigt. Eine aktuelle quantitative Erhebung der Brutbestände in den Jahren 2018 und 2019 ergab für sechs von acht Arten Belege für Rückgänge innerhalb der letzten 30 Jahre. Bei zwei Arten, Kleinem Sumpfhuhn *(Zapornia parva)* und Schilfrohrsänger *(Acrocephalus schoenobaenus)* ist es zu massiven Bestandsabnahmen von 75 % gekommen (NEMETH & DVORAK 2021).

Mit demselben Datenmaterial wurde zusätzlich in Hinblick auf das Schilfsterben für acht Vogelarten die Abhängigkeit der Häufigkeit (Siedlungsdichte) von Schilfalter und Schilfstruktur sowie der Zusammenhang zwischen -alter und -struktur untersucht. Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass Dichte und/oder Präsenz aller Arten (inklusive der ausgesprochenen Altschilfbewohner) in sehr alten, zusammenbrechenden Schilfbeständen abnimmt (NEMETH & DVORAK 2022), und man davon ausgehen kann, dass großflächig zusammengebrochene Schilfflächen nur sehr punktuell oder gar nicht mehr von Schilfvögeln als Brutgebiet genutzt werden können.

Das aktuelle, großflächige Absterben des Schilfgürtels am Neusiedler See stellt daher eine akute Bedrohung für alle hier vorkommenden schilfbewohnenden Vogelarten dar.

Die sich angesichts dieser Situation bietenden Möglichkeiten für Schutz- und Managementmaßnahmen sind angesichts des räumlichen Umfangs des Bedrohungsszenarios sehr begrenzt. Im Zuge einer detaillierten Evaluierung aller Optionen kristallisierte sich das kontrollierte Abbrennen von überalterten, niederbrechenden oder niedergebrochenen Schilfflächen als die erfolgversprechendste, wenn nicht sogar einzige realistisch durchführbare Maßnahme heraus (NEMETH *et al.* 2022).

Das Abbrennen von Schilf zur Bewirtschaftung (und damit auch als Managementinstrument) ist allerdings durch die derzeitige (bundes)gesetzliche Lage nicht möglich, da im BLRG das Verbrennens biogener Materialien außerhalb von Anlagen verboten ist.

Um eine fachliche Basis für eine mögliche gesetzliche Ausnahmeregelung zu schaffen, wurde im Herbst 2023 das Pilotprojekt Brandmanagement Schilfgürtel („BraMaSchi“) ins Leben gerufen. Dabei sollte im Rahmen einer Brandschutzübung, für die im Bundesgesetz eine Ausnahmeregelung gilt, ein Altschilfbereich kontrolliert abgebrannt werden. Die wissenschaftliche Begleitung umfasst die Fachbereiche Hydroökologie, Kohlenstoff-Monitoring von unverbranntem Schilf, Kohlenstoffmonitoring nach Schilfbrand, Gelände-Modellierung, Emissions- und Treibhausgasbilanzierung, Amphibien und Ornithologie.

In der gegenständlichen Studie prüfen wir die Hypothese, ob sich zusammenbrechende oder zusammengebrochene Altschilfflächen mit einer verarmten Schilfvogel-Gemeinschaft nach dem Brandmanagement bezüglich ihrer Besiedelung durch Brutvögel von Schnittflächen unterscheiden bzw. dass durch den Brand kein ungünstigerer Zustand entsteht als durch Schilfschnitt.

Im Rahmen der Untersuchung wurden daher die Vogelbestände auf der Brandfläche vom Jänner 2024 bei Jois und aus einer weiteren vom März 2023 bei Breitenbrunn erhoben. Als Vergleichsflächen wurden einerseits Altschilfflächen gewählt, die in Bezug auf das Schilfalter dem Schilfgebiet in Breitenbrunn vor dem Brand ähnlich waren (älter als 15 Jahre) und andererseits Schnittflächen, die entweder diesjährig (im selben Jahr geschnitten) oder ein bis vier Jahre alt waren. Ein größerer Teil dieser Vergleichsflächen wurde bereits im Jahr 2019 am West- und Nordufer kartiert (siehe NEMETH & DVORAK 2021) und ein kleinerer im Jahr 2024 im Altschilf der Kernzone des Nationalparks.

## Untersuchungsgebiete

Die Feldarbeiten des Jahres 2024 fanden in fünf Teilbereichen statt: Vom im Zentrum des Pilotprojektes stehenden, an den Hafen Jois angrenzenden Schilfbestand wurde am 13.1.2024 eine Fläche von 15,59 ha (von den geplanten 100 ha) kontrolliert abgebrannt (Abb. 1). Die zur Verfügung stehende Untersuchungsfläche war daher wesentlich kleiner als geplant, was gravierende Auswirkungen auf das Erhebungsdesign hatte, das an diese neuen Gegebenheiten angepasst werden musste.

Zwischen den Seedämmen Breitenbrunn und Winden brannte am 1. und 2. März 2023 eine Fläche von insgesamt 195 ha ab (Abb. 2). Im Winterhalbjahr 2023/24 wurde allerdings ein erheblicher Teil dieser Brandfläche in Breitenbrunn gemäht und stand daher nicht mehr wie geplant für die Untersuchung zur Verfügung. Ebenso wurden in den beiden letzten Wintern mehr Flächen in der Umgebung der Brandflächen gemäht und es war nicht möglich angrenzend genügend Kontrollflächen zu finden. Daher wurden für die im ursprünglichen Erhebungsplan vorgesehenen Vergleichszählungen in angrenzenden Schnitt- und Altschilfflächen Daten aus dem Jahr 2019 vom West- und Nordufer herangezogen (Abb. 3).

2024 wurden in der Kernzone des Nationalparks an insgesamt 15 Punkten in drei Teilbereichen Vogelerhebungen durchgeführt. Davon konnten allerdings nur 10 Punkte dreimal begangen werden (Abb. 4). Nur diese werden in der Analyse berücksichtigt.

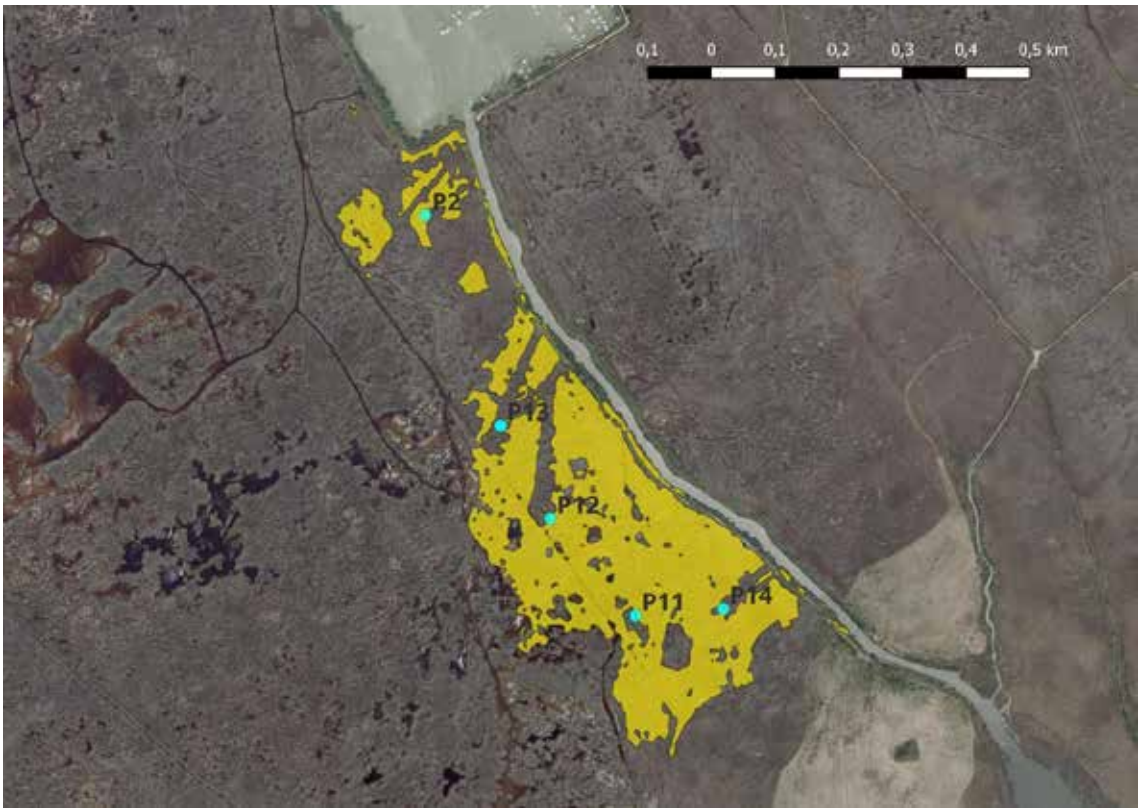



*Abbildung 1: Die Lage und Ausdehnung der am 13.1.2024 bei Jois abgebrannten Schilffläche (15,59 ha). Blaue Punkte: Zählpunkte und deren Bezeichnung.*

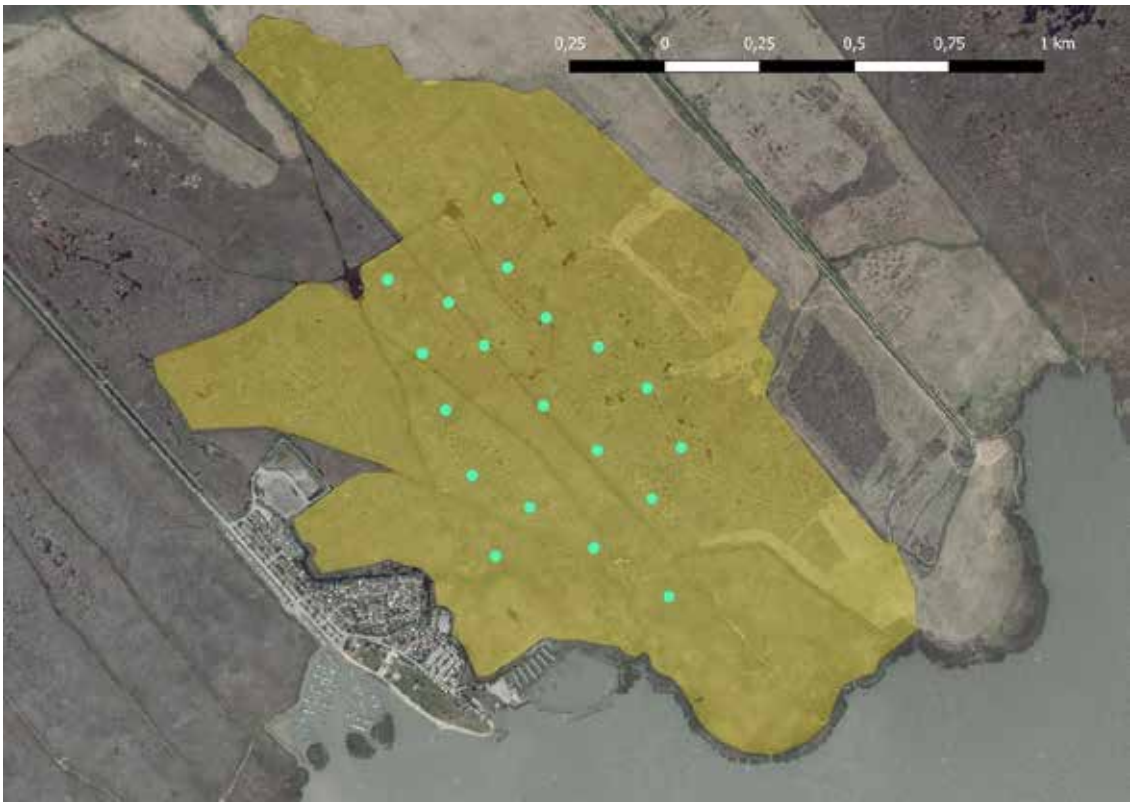



*Abbildung 2: Die Lage und Ausdehnung der am 1./2.3.2023 zwischen den Seedämmen Breitenbrunn und Winden abgebrannten Schilffläche (195 ha). Grüne Punkte: Zählpunkte.*

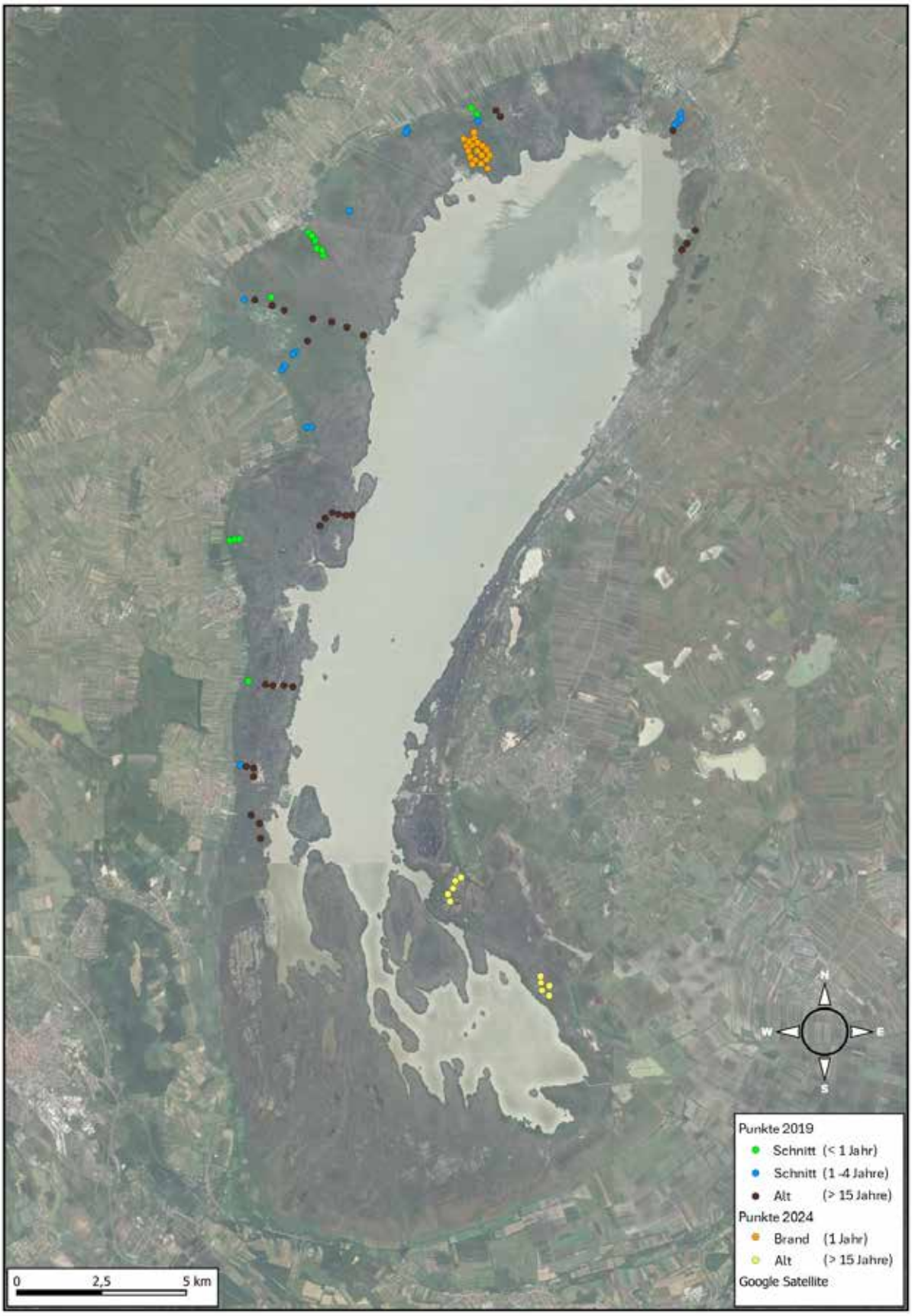



*Abbildung 3: Lage der Beobachtungspunkte auf der Brandfläche Breitenbrunn und in der Kernzone des Nationalparks (beide 2024) sowie der Vergleichspunkte aus dem Jahr 2019.*

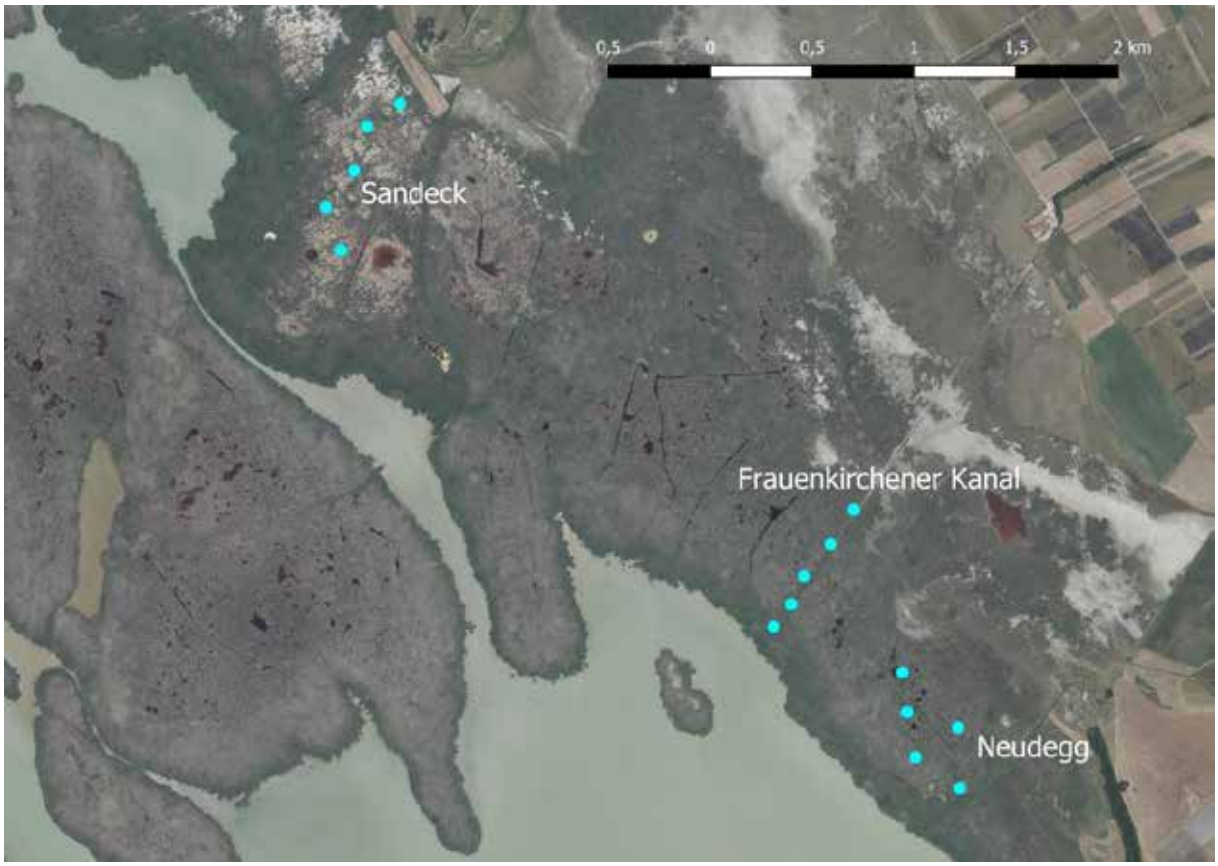



*Abbildung 4: Die Lage der in der Kernzone des Nationalparks erfassten Zählpunkte aus dem Jahr 2024.*

## Erhebungsmethoden

### Wasservogel- und Limikolenzählungen auf der Brandfläche Jois

Da der Umfang der Brandfläche bei Jois unerwartet gering ausfiel, mussten die ursprünglich geplanten Erfassungen stark modifiziert bzw. reduziert werden. Anlässlich zweier Begehungen wurden die Bestände der Wasservögel (Enten und Limikolen) Ende März und Anfang April erfasst. Dabei wurde die Fläche nicht wie ursprünglich vorgesehen als Revierkartierung flächig begangen, sondern vom östlich angrenzenden Dammweg aus mit dem Fernrohr abgesucht. Ausschlaggebend dafür war, dass die Fläche erstens vom Damm aus gut einzusehen war und dass zweitens zu erwarten war, dass bei einer Direktbegehung der sehr kleinen Fläche die Vögel aus dem Untersuchungsgebiet herausgetrieben würden und damit nicht (mehr) erfassbar wären.

### Punkttaxierungen

Für die Auswahl der Punkte wurden Sentinel-2 Satellitenbilder vom März und April 2024 verwendet. Im Gebiet Breitenbrunn wurden 19 Punkte und bei Jois fünf Punkte ausgewählt

(siehe Abb. 1 & 2). Als Kontrolle wählten wir 10 Punkte in der Kernzone des Nationalparks zwischen dem Seedamm Illmitz und dem Sandeck aus (Abb. 4). Nach der Markierung der Punkte begannen am 30. April die Punkttaxierungen mit Distanzschätzung. Vor der Datenerfassung wurden Zähltechnik und vor allem Entfernungsschätzung unter den zwei Beobachtern abgestimmt. Jeder Erhebungspunkt wurde vom 30.4. bis zum 25.6.2024 zwischen 4:50 und 11:00 Uhr dreimal besucht. Die Erhebung folgte einem bereits oft erprobten Ablauf, bei dem die Vögel von 3,5 m hohen Stehleitern aus gezählt wurden (NEMETH & DVORAK 2022). Bei der Ankunft an jedem Punkt wartete der Beobachter zwei Minuten lang und machte sich mit Entfernungen zu auffälligen Strukturen in der Umgebung vertraut, um die Entfernungsschätzung zu verbessern. Die eigentliche Zählperiode dauerte fünf Minuten − so lange, um einerseits die Wahrscheinlichkeit der Registrierung von Vögeln zu maximieren und andererseits das Risiko von Doppelzählungen zu vermeiden. Bewegte sich ein Vogel während der Zählperiode, so wurde nur die Entfernung zu seinem ersten Aufenthaltsort aufgenommen. Um die Anwesenheit von Wasserralle und Kleinem Sumpfhuhn festzustellen, wurde nach Ende der fünfminütigen Zählphase eine einminütige Aufnahme mit den Rufen der zwei Arten abgespielt. Die Entfernungen zu allen Vogelbeobachtungen wurden mit Laser-Entfernungsmessern (Nikon Laser 550/550 oder Leica LRF 800) gemessen. Auch wenn die meisten Vögel nur gehört wurden, war es oft möglich, Entfernungen zu den Schilfhorsten zu messen, in denen sich der Vogel vermutlich aufhielt.

Die folgenden zehn Vogelarten wurden erfasst und in weiteren Analysen verwendet: Kleines Sumpfhuhn *(Zapornia parva)*, Wasserralle *(Rallus aquaticus)*, Rohrschwirl *(Locustella luscinioides)*, Drosselrohrsänger *(Acrocephalus arundinaceus)*, Schilfrohrsänger *(Acrocephalus schoenobaenus)*, Teichrohrsänger *(Acrocephalus scirpaceus)*, Mariskensänger *(Acrocephalus melanopogon)*, Bartmeise *(Panurus biarmicus)*, Rohrammer *(Emberiza schoeniclus)* und Blaukehlchen *(Luscinia svecica)*. Mit Ausnahme des Bartmeise wurden alle Arten anhand ihres Reviergesangs oder ihrer revieranzeigenden Rufe erfasst.

### Ermittlung der Wassertiefe

Die Daten stammen aus verschiedenen Jahren (2019 und 2024), in denen jeweils im Untersuchungszeitraum (Mai/Juni) unterschiedliche Wasserstände herrschten. Da die Wassertiefe ein wichtiges Kriterium für die Habitateignung von Schilfvogel-Lebensräumen ist, wurde sie bei den Vergleichen berücksichtigt. Dazu wurden online verfügbare Wasserstanddaten (https://wasser.bgld.gv.at/hydrographie/die-seen/mittler-wasserstand-neusiedler-see) und ein bereits in den 1980er Jahren erstelltes Oberflächenmodell des Neusiedler See-Beckens verwendet (BÁCSATYAI *et. al.* 1997). Obwohl letzterer Datensatz teilweise veraltet ist und deswegen vor allem bei der Schlammtiefe von der Realität abweichen

kann, ist er für den Schilfgürtel noch immer die beste Datenquelle, um die Wasser- und Schlammtiefe abzuschätzen.

### Statistische Auswertung

Bei der Auswertung der Daten wurden Vergleiche der Revierzahlen zwischen der einjährigen Brandfläche bei Breitenbrunn (2024) und Schnittflächen (2019) sowie zwischen Brandflächen (2024) und Altschilfflächen (2019, 2024) durchgeführt (Abb. 3). Es wurden diesjährige (13 Zählpunkte) und ein- bis vierjährige Schnittflächen (16) bzw. die Ergebnisse von 30 Punkten in Altschilfflächen aus dem Jahr 2019 (mehr als 15 Jahre nicht gemäht) und zehn Altschilfflächen aus dem Jahr 2024 in der Kernzone des Nationalparks für die Auswertung verwendet. Da die Stichprobengrößen zum Teil relativ klein und die Daten nicht normalverteilt sind, wurden Kruskal-Wallis-Tests mit jeweils drei Gruppen durchgeführt. Unterschiede zwischen den Gruppen wurden mit Posthoc-Tests (Dunn's Tests) für Gruppenunterschiede getestet. Verglichen wurde die Anzahl der Individuen einer Art innerhalb von 50 m (Teichrohrsänger) oder 100 m (alle anderen Arten), wobei von den drei Begehungen bei jedem Punkt jeweils der höchste Wert ausgewählt wurde.

Unabhängig von der Auswertung der Vogeldaten wurde für die Interpretation die Wassertiefe zwischen den verschiedenen Kategorien verglichen. Alle Berechnungen wurden mit R. 4.1.1. (R CORE TEAM 2016) durchgeführt.

## Ergebnisse

### Zählungen auf der Brandfläche Jois

Am 28.3.2024 wurden mehrere Paare des Rotschenkels im Balzflug festgestellt.

Am 4.4.2024 wurden Krickente (35), Stockente (1 Paar), Knäkente (3 ♂,1 ♀), Löffelente (1 Paar), Kolbenente (1 Paar) sowie unter den Limikolen Stelzenläufer (2 Paare), Kiebitz (5 Paare) und Rotschenkel (4 Paare) erfasst. Die Limikolen zeigten Balz- und Revierverhalten und waren dabei, Reviere in der Brandfläche zu etablieren. Am 17.4.2024 lag die Zahl der Rotschenkel auf der Brandfläche sogar bei ca. 15 (B. Schmid/ornitho.at).

Am 12.5., 7.6. und 19.6.2024 wurden an jeweils fünf Punkten (Abb. 1) Punktzählungen durchgeführt, wobei Punkt P2 überwiegend Altschilf-Anteil aufweist und hier nicht weiter behandelt wird (Tab. 1).

Da das Schilf auf der Fläche nicht zur Gänze verbrannt war und daher zahlreiche kleine oder größere Schilfhorste vorhanden waren, konnten neun der 10 untersuchten Arten auch auf der Brandfläche festgestellt werden. Wie zu erwarten, dominieren Arten offener, aufgelockerter Röhrichte (Rohrammer, Blaukehlchen, Bartmeise, Schilfrohrsänger), die zwei Altschilfbewohner fehlen mit Ausnahme eines Reviers des Mariskensängers.

*Tabelle 1: Summen der pro Punkt über alle drei Zähltermine erfassten Individuen von 10 Schilfvogelarten im Bereich der Brandfläche Jois.*

| Art | P11 | P12 | P13 | P14 | Gesamt |
|---|---|---|---|---|---|
| Rohrammer | 11 | 14 | 5 | 13 | 43 |
| Blaukehlchen | 9 | 15 | 9 | 3 | 36 |
| Bartmeise | 2 | 5 | 17 | 10 | 34 |
| Rohrschwirl | 7 | 9 | 5 | 6 | 27 |
| Teichrohrsänger | 6 | 2 | 11 | 7 | 26 |
| Schilfrohrsänger | 4 | 5 | 4 | 11 | 24 |
| Drosselrohrsänger | 4 | 4 | 10 | 5 | 23 |
| Mariskensänger | | | 3 | | 3 |
| Wasserralle | | | | 3 | 3 |
| **Gesamtergebnis** | **49** | **60** | **70** | **60** | **239** |

### Wassertiefen 2019, 2023 und 2024 im Vergleich

Die Altschilfflächen hatten 2019 eine ca. 20 cm höhere Wassertiefe. Die Brandfläche aus 2023 hatte ungefähr die Wassertiefe der Altschilfflächen 2019 und eine deutlich höhere Wassertiefe als die Schnittflächen (Abb. 5).

### Vergleich der Brandfläche mit Schnittgebieten und Altschilfflächen

Vergleicht man die Ergebnisse der Zählungen auf der Brandfläche mit den Schnittflächen so finden sich bei sechs Arten signifikante Unterschiede (Tab. 2, Abb. 6 & 7). Es waren hochsignifikant mehr Blaukehlchen in der Brandfläche als in den 2019 gezählten zwei Schilfschnitt-Kategorien. In den älteren Schnittflächen fanden sich signifikant mehr Mariskensänger, in der Brandfläche wurden weniger Rohrschwirle und Teichrohrsänger als auf den Schnittflächen festgestellt. Rohrammern waren auf der Brandfläche häufiger als in den diesjährigen Schnittflächen. Bei der Wasserralle wurden hingegen auf der Brandfläche signifikant geringere Dichten sowohl in den Schnittflächen als auch in den Altschilfbeständen festgestellt.

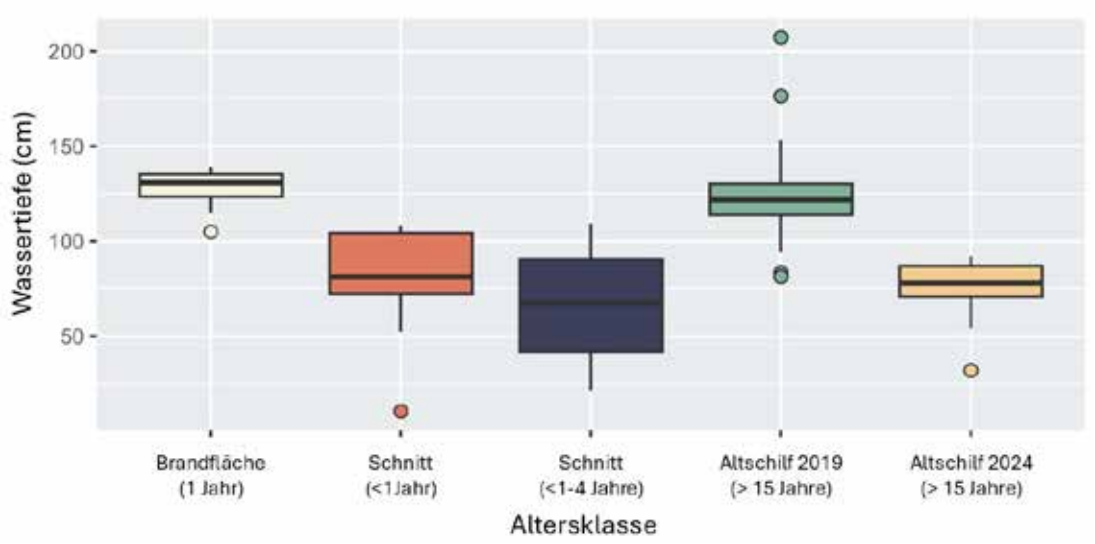



*Abbildung 5: Wassertiefe in den unterschiedlichen Schilfgebieten in den Jahren 2024 (Brandfläche und Altschilf) und 2019 (Schnittflächen und Altschilf).*

Vergleicht man die Brandfläche mit sehr alten Schilfgebieten aus den Jahren 2019 und 2024 so finden sich bei allen Vogelarten signifikante Unterschiede (Tab. 3). Auffällig ist auch hier das signifikant häufigere Auftreten des Blaukehlchens im Jahr 2024 gegenüber 2019 und die im Vergleich zu den Altschilfflächen besonders hohe Anzahl an Drosselrohrsängern. Der Mariskensänger war auf der Brandfläche nicht anzutreffen.

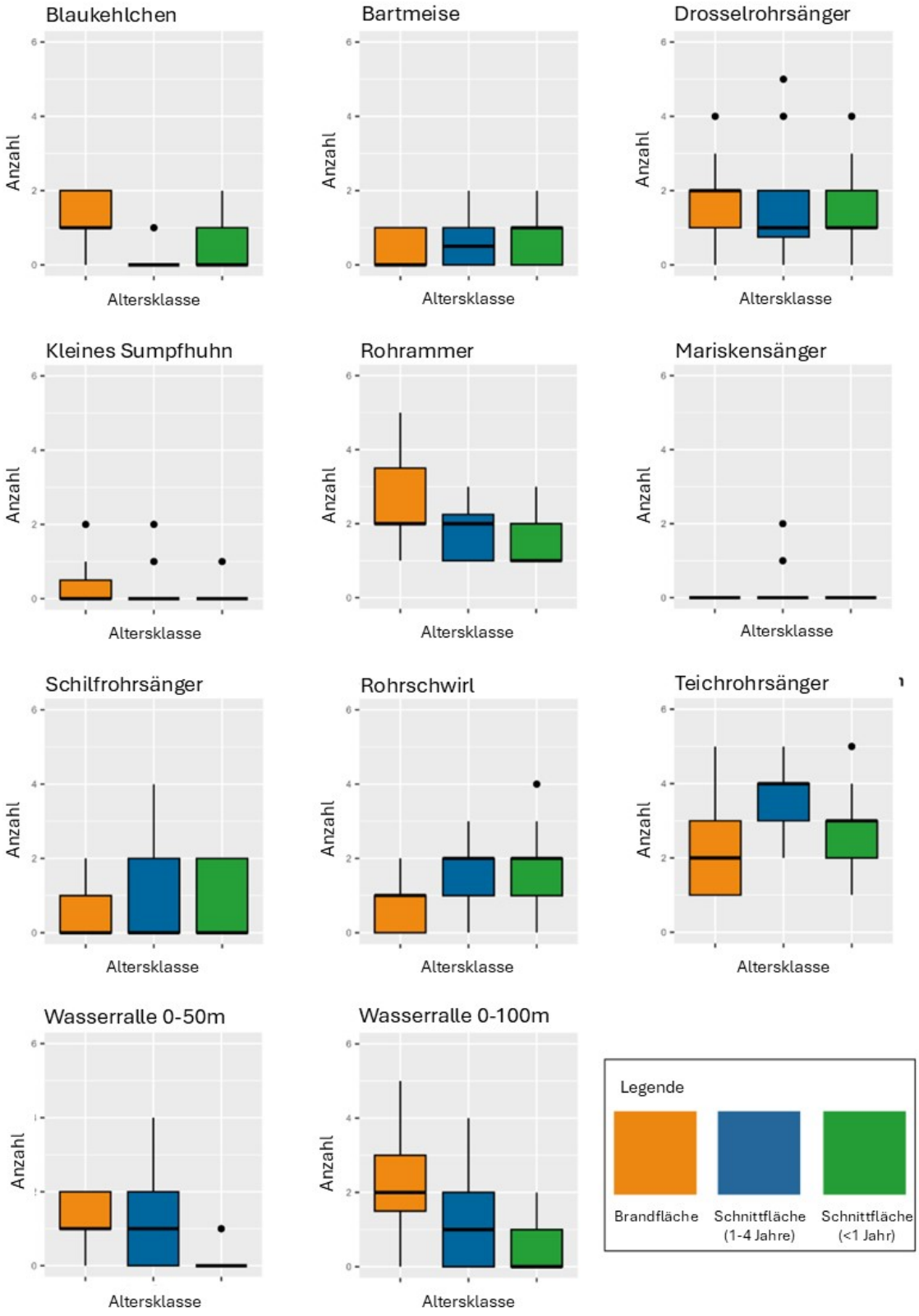



*Abbildung 6: Brandfläche und Schnittflächen: Boxplots zum Vergleich der Anzahl der Individuen in verschiedenen Schilfklassen. Wenn nicht anders angeben, bezieht sich die Anzahl auf die Individuen innerhalb eines Radius von 100 m. Nur beim Teichrohrsänger sind es die Individuen innerhalb von 50 m, bei der Wasserralle beide Distanzen.*

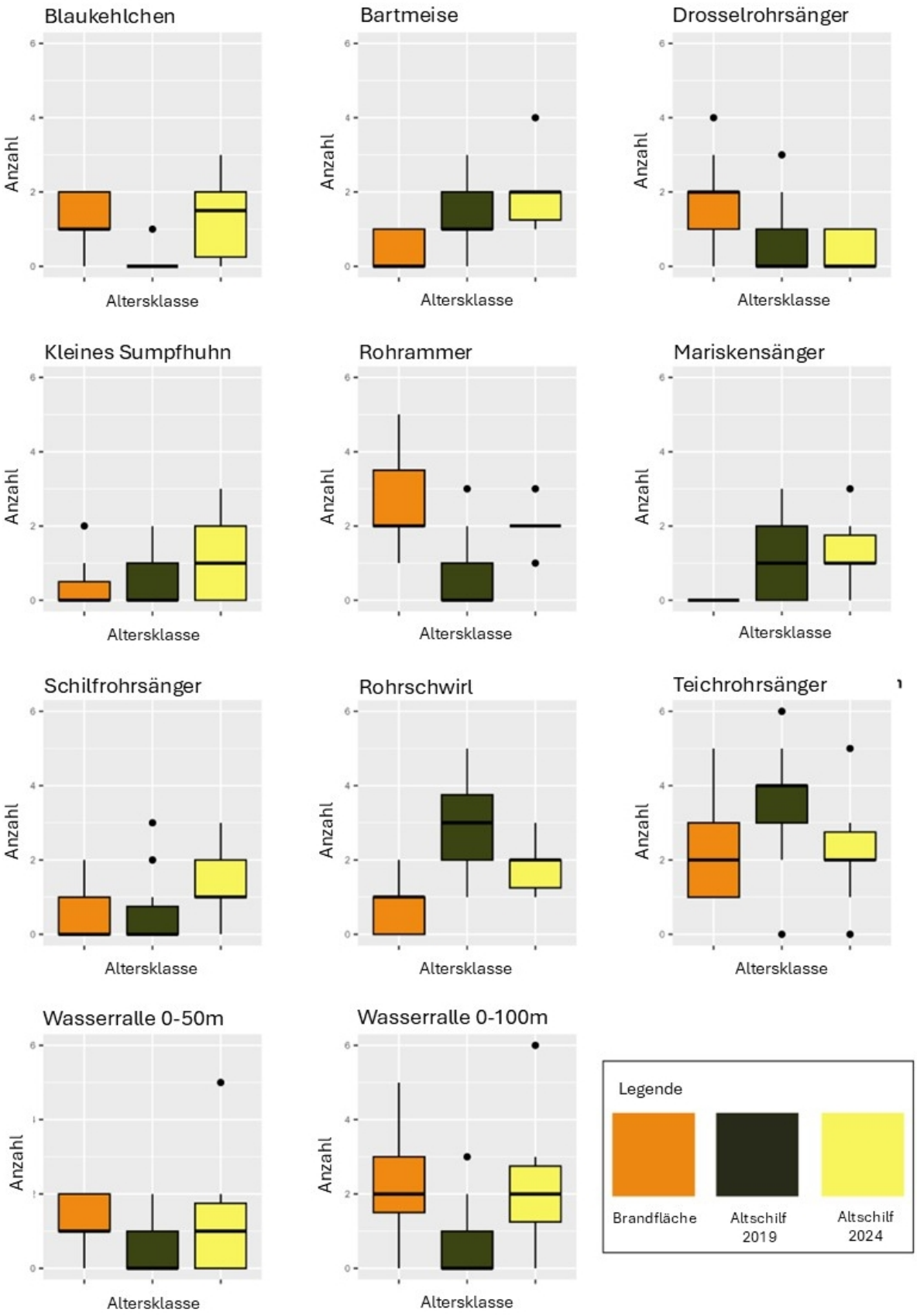



*Abbildung 7: Brandfläche und Altschilfflächen: Boxplots zum Vergleich der Anzahl der Individuen in verschiedenen Schilfklassen. Wenn nicht anders angeben, bezieht sich die Anzahl auf die Individuen innerhalb eines Radius von 100 m. Nur bei Teichrohrsänger sind es die Individuen innerhalb von 50 m, bei der Wasserralle beide Distanzen.*

**Tabelle 2:** Vergleich der Anzahl der gezählten Individuen für die jeweilige Arte (Mittelwerte ± Standardabw.) zwischen den Punkten der Brandfläche (B; 19), der diesjährigen (S0;13) und der 1-4 Jahre alten Schnittgebiete (S1-4; 16) und Kruskal-Wallis-Tests mit post-hoc Dunn's Tests mit Bonferroni-Korrektur. Signifikante Unterschiede sind rot gekennzeichnet.

| Art | Brand | Schnitt14 | Schnitt0 | Chi² | Kruskal-Wallis p | Dunn's p (B vs S1-4) | Dunn's p (B vs S0) | Dunn's p (S0 vs S1-4) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Wasserralle (0-100)** | 2,37 ± 1,26 | 1,31 ± 1,20 | 0,46 ± 0,78 | 16,73 | 0,0002 | 0,04 | 0,00008 | 0,1 |
| **Kleines Sumpfhuhn** | 0,47 ± 0,84 | 0,38 ± 0,72 | 0,31 ± 0,48 | 0,15 | 0,93 | 1 | 1 | 1 |
| **Bartmeise** | 0,32 ± 0,48 | 0,63 ± 0,72 | 0,69 ± 0,63 | 3,32 | 0,19 | 0,28 | 0,13 | 0,98 |
| **Blaukehlchen** | 1,42 ± 0,61 | 0,13 ± 0,34 | 0,69 ± 0,85 | 22,84 | 0,00001 | 0,00001 | 0,02 | 0,09 |
| **Drosselrohrsänger** | 1,84 ± 0,96 | 1,56 ± 1,55 | 1,69 ± 1,25 | 1,77 | 0,41 | 0,28 | 0,68 | 0,96 |
| **Mariskensänger** | 0 | 0,25 ± 0,58 | 0 | 6,26 | 0,04 | 0,04 | 1 | 0,06 |
| **Schilfrohrsänger** | 0,47 ± 0,70 | 0,81 ± 1,22 | 0,77 ± 0,93 | 0,7 | 0,7 | 0,86 | 0,63 | 1 |
| **Teichrohrsänger** | 2,26 ± 1,24 | 3,63 ± 0,81 | 2,77 ± 1,09 | 11,77 | 0,003 | 0,001 | 0,42 | 0,06 |
| **Rohrschwirl** | 0,63 ± 0,68 | 1,69 ± 0,79 | 1,69 ± 1,18 | 13,48 | 0,001 | 0,001 | 0,0077 | 1 |
| **Rohrammer** | 2,47 ± 1,22 | 1,81 ± 0,83 | 1,62 ± 0,87 | 5,22 | 0,07 | 0,17 | 0,045 | 0,77 |

**Tabelle 3:** Vergleich der Anzahl der gezählten Individuen für die jeweilige Art (Mittelwerte ± Standardabw.) zwischen den Punkten der Brandfläche (B; 19), des Altschilfes 2024 (A24; 10) und des Altschilfes 2019 (A19; 30) und Kruskal-Wallis-Tests mit post-hoc Dunn's Tests mit Bonferroni-Korrektur. Signifikante Unterschiede sind rot gekennzeichnet.

| Art | Brand | Alt24 | Alt19 | $Chi^2$ | Kruskal-Wallis (p) | Dunn's p (B vs A24) | Dunn's p (B vs A19) | Dunn's p (A24 vs A19) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Wasserralle (0-100)** | 2,37 ± 1,26 | 2,2 ± 1,62 | 0,63 ± 0,81 | 23,84 | 0,000007 | 0,92 | 0,000008 | 0,003 |
| **Kleines Sumpfhuhn** | 0,47 ± 0,84 | 1,2 ± 1,03 | 0,5 ± 0,57 | 5,54 | 0,063 | 0,03 | 0,79 | 0,08 |
| **Bartmeise** | 0,32 ± 0,48 | 2,1 ± 1,1 | 1,13 ± 0,78 | 23,61 | 0,000007 | 0,000005 | 0,001 | 0,04 |
| **Blaukehlchen** | 1,42 ± 0,61 | 1,3 ± 1,06 | 0,03 ± 0,18 | 39,08 | 0,000001 | 0,68 | 0,000001 | 0,0002 |
| **Drosselrohrsänger** | 1,84 ± 0,96 | 0,4 ± 0,52 | 0,5 ± 0,78 | 23,61 | 0,000007 | 0,0005 | 0,000007 | 1,000000 |
| **Mariskensänger** | 0 ± 0 | 1,3 ± 0,82 | 1 ± 1,08 | 20,44 | 0,00004 | 0,00009 | 0,0004 | 0,27 |
| **Schilfrohrsänger** | 0,47 ± 0,7 | 1,4 ± 1,07 | 0,5 ± 0,94 | 8,61 | 0,01 | 0,02 | 1,00 | 0,006 |
| **Teichrohrsänger** | 2,26 ± 1,24 | 2,2 ± 1,32 | 3,53 ± 1,33 | 12,86 | 0,002 | 1,00 | 0,002 | 0,01 |
| **Rohrschwirl** | 0,63 ± 0,68 | 1,9 ± 0,74 | 2,77 ± 1,38 | 28,14 | 0,000001 | 0,009 | 0,000001 | 0,29 |
| **Rohrammer** | 2,47 ± 1,22 | 2,1 ± 0,57 | 0,63 ± 0,93 | 27,87 | 0,000001 | 1,00 | 0,000002 | 0,0006 |

## Diskussion

Die Ergebnisse der Punkttaxierungen auf der Brandfläche und ihr Vergleich mit Alt- und Jungschilfflächen bestätigen zum Teil bereits bekannte Abhängigkeiten der schilfbewohnenden Kleinvögel vom Schilfalter (NEMETH & DVORAK 2022). Die Artenzusammensetzung der Brandfläche ähnelt der von sehr jungen Schilfgebieten und unterscheidet sich deutlich von Altschilfgebieten (Tab. 3 & 4).

So waren Drosselrohrsänger und Rohrammer in der Brandfläche so häufig oder noch häufiger als auf den beiden Jungschilfflächen (Tab. 4). Es war auch keine Überraschung, dass der Mariskensänger als typischer Bewohner älterer Röhrichte (LEISLER 1981; NEMETH *ET AL.* 2001) auf der Brandfläche nicht angetroffen wurde. Auch die Ergebnisse für die Bartmeise, ebenfalls ein Bewohner älterer Schilfgebiete, entsprechen den Erwartungen. Beim Teichrohrsänger wiesen diesjährige Schnitt- ebenso wie die Brandfläche eine signifikant niedrigere relative Dichte auf im Vergleich zu 1-4 Jahre alten Schnittflächen. Zwischen den Altschilfflächen gab es bei dieser Art einen signifikanten, wasserstandsbedingten Dichte-Unterschied zwischen 2019 und 2024.

Beim Rohrschwirl unterscheidet sich das Ergebnis signifikant zwischen Brandfläche und Jungschilfflächen. Diese Art wurde 2019 sowohl auf diesjährigen als auch auf 1-4 Jahre alten Schnittflächen mehr als doppelt so oft angetroffen als auf der Brandfläche. Wahrscheinlich hat hier der Schilfbrand stärker die Knickschicht vernichtet als der Schilfschnitt. Eine stark entwickelte Knickschicht, das sind alte Schilfhalme in Bodennähe, ist ein Habitatmerkmal, das besonders attraktiv für den Rohrschwirl ist (NEMETH *ET AL.* 2014; NEMETH & DVORAK 2022) und an das die Art durch seine Fußmorphologie angepasst ist (LEISLER 1975).

Eine Art, die offensichtlich nicht vom Alter des Schilfes beeinflusst wird, ist das Blaukehlchen. Unsere Zählungen aus dem Jahr 2024 zeigten sowohl für das Altschilf als auch für die Brandfläche signifikant höhere Werte (Tab. 3 & 4).). Wie bereits aus früheren Studien bekannt ist (GRÜLL & PELLINGER 2024), ist der Schilfgürtel für diese Art nur bei niedrigen Wasserständen bewohnbar. Der niedrige Wasserstand in den Jahren 2021 bis 2024 hatte offensichtlich zu einer flächigen Besiedelung geführt. Die offenen Wasserflächen waren trockengefallen und diese offenen Bodenflächen in Kombination mit Deckung (GRÜLL & PELLINGER 2024) boten auch noch 2024 gute Lebensbedingungen.

Der Wasserstand beeinflusst wahrscheinlich auch das Auftreten der anderen Arten. So sind die hohen Zahlen bei der Rohrammer im Jahr 2024 (2,4 Registrierungen pro Punkt im Brandgebiet und 2,2 im Altschilfgebiet) vermutlich auf das Trockenfallen weiter Schilfgebiete zurückzuführen. Die Weibchen der Rohrammer bauen ihr Nest in Bodennähe oder direkt auf dem Boden und brüten bevorzugt in trockenen oder nur teilweise überfluteten Schilfbeständen

(HILLCOAT 1994). Daher ist zu erwarten, dass sich die letzten Jahre mit niedrigen Wasserständen positiv auf das Vorkommen der Art auswirkten.

Ein wichtiger Schutzaspekt, der 2024 wegen der ungeplant geringen Ausdehnung der Brandfläche bei Jois nur unzureichend untersucht werden konnte, ist die potentielle Bedeutung von Brand- und Schnittflächen für Brutvorkommen von Limikolen. Vor allem für Rotschenkel und Bekassine liegen für 2020-2024, alles Jahre mit vergleichsweise niederen Wasserständen, aus Schnitt- und Brandflächen im Schilfgürtel zwischen Purbach und Jois zahlreiche Beobachtungen brutverdächtigen Verhaltens vor. Für den Rotschenkel wurde zumindest 2020 ein Brutvorkommen auf Schnittflächen im Schilfgürtel zwischen Breitenbrunn und Purbach festgestellt, mit einem Nestfund am 6.5. und insgesamt nicht weniger als 11 warnenden Paaren am 27.5. (A. Cimadom/ornitho.at). Darüber hinaus liegen aus dem Bereich Jois bis Breitenbrunn jährlich Brutzeitbeobachtungen in größerer Zahl vor (M. DVORAK u. a./ornitho.at und unveröff. Daten).

Am 4.4.2024 wurden auf Schilf-Schnittflächen entlang des Seedamms Winden sieben Bekassinen im Balzflug, am 24.4. im selben Gebiet noch vier Vögel im Balzflug und bei der Bodenbalz festgestellt (M. Dvorak, unveröff. Daten), sodass hier sehr konkrete Hinweise auf ein Brutvorkommen bestehen.

Somit ist recht wahrscheinlich, dass Schnittflächen und möglicherweise auch Brandflächen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees in Jahren niedriger Wasserstände als Brutgebiete für Rotschenkel und Bekassine größere Bedeutung haben. Da diese zwei Arten in der aktuellen Roten Liste als „gefährdet“ (Rotschenkel) bzw. als „vom Aussterben bedroht“ (Bekassine) eingestuft sind (DVORAK *et al.* 2017), kommt diesem Befund aus Sicht des Vogelschutzes große Relevanz zu. Zur Beständigkeit dieser Vorkommen bzw. vor allem auch zum Bruterfolg im Schilfgürtel brütender Vögel wären dringend weitere Untersuchungen erforderlich.

## Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass die abgebrannte Fläche in Breitenbrunn für Schilfvögel genauso attraktiv war, wie es die Schnittflächen waren. Es waren fast keine negativen Einflüsse auf die Vogelfauna feststellbar. Einzige Ausnahme ist die im Vergleich zu Schnittflächen geringere Häufigkeit des Rohrschwirls. Das kann allerdings auch als positives Ergebnis des Brandes gewertet werden − wie erwünscht wurden durch das Abbrennen die bodennahen Altschilfhalme reduziert. Das ist ein für das Brandmanagement gewolltes Ergebnis, um „Bruchschilf“ zu beseitigen. Dass das zuerst zu weniger Individuen bei von älteren Beständen abhängigen Arten wie dem Rohrschwirl führt, war ebenso wie die vorgefundene geringe Anwesenheit von „Altschilfspezialisten“ zu erwarten.

Die Daten aus der Brandfläche Breitenbrunn betreffen nur ein einziges Untersuchungsjahr. Im Laufe der nächsten Jahre wird sich die Artenzusammensetzung mit der Alterung des Gebietes ändern − insofern sind die Resultate nur mit Vorsicht zu verallgemeinern. Inwiefern sich abgebrannte Flächen bei ihrer Alterung anders entwickeln als geschnittene ist eine interessante Frage, die nur durch ein begleitendes Monitoring erfasst werden könnte. Erst danach ist hinreichend zu beurteilen, wie sich Brandmanagement längerfristig auswirkt. Die derzeit vorliegende Momentaufnahme aus einem Jahr auf einer ein Jahr alten Brandfläche zeigt zumindest vorerst, dass diese Methode aus der Sicht des Vogelschutzes zu befürworten ist.

## Literatur


ARMSTRONG, J., ARMSTRONG, W. & VAN DER PUTTEN, W. H. (1996): Phragmites die-back: bud and root death, blockages within the aeration and vascular systems and the possible role of phytotoxins. *New Phytologist* 133: 399-414. https:// doi. org/ 10. 1111/j. 1469- 8137.

BÁCSATYAI, L., CSAPLOVICS, E., MÁRKUS, I. & SINDHUBER, A. (1997): Digitale Geländemodelle des Neusiedler Seebeckens. *Wiss. Arb. Burgenland* 97: 1-53 + Anhänge.

BRIX, H. (1988): Gas exchange through dead culms of reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. *Aquatic Botany* 35: 81-98.

BUGLIFE (2024): Reedbeds. https://www.buglife.org.uk/advice-and-publications/advice-on-managing-bap-habitats/reedbeds. Abgerufen am 6.12.2024.

CSAPLOVICS, E. (1985): Die land- und seeseitige Ausdehnung des Schilfgürtels am Neusiedler See. *Wiss. Arb. Burgenland* 72: 631-632.

CSAPLOVICS, E. (2019): Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees. *Österr. Wasser- und Abfallwirtschaft* 71: 494-507. https:// doi. org/ 10. 1007/s00506- 019- 00622-2.

CHAMBERS, R. M., MEYERSON, L. A. & SALTONSTALL, K. (1999): Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany* 64: 261-273.

DAVIES, J. G., DYTHAM, C., ROBINSON, R. A., & BEALE, C. M. (2024): Estimating the distribution of reedbed in Britain demonstrates challenges of remotely sensing rare land cover types at large spatial scales. *Nature Scientific Reports* 14-22271. https://doi.org/10.1038/s41598-024-73030-6.

DEN HARTOG, C., KVĚT, J., SUKOPP, H. (1989): Reed. A common species in decline. *Aquatic Botany* 35: 1-4. https://d oi. org/1 0.1 016/0 304- 3770(89) 90062-4.

DINKA, M. & SZEGLET, P. (1999): Carbohydrate and nutrient content in rhizomes of *Phragmites australis* from different habitats of Lake Fertõ/Neusiedlersee. *Limnologica* 29: 47-55.

DINKA, M., ÁGOSTON-SZABÓ, E., SZEGLET, P. (2010): Comparison between biomass and C, N, P, S contents of vigorous and die-back reed stands of Lake Fertő/Neusiedler See. *Biologia* 65: 237-247. https:// doi. org/ 10. 2478/ s11756- 010- 0006-x.

DVORAK, M. (1985): Siedlungsdichte und Biotopwahl von Kleinem Sumpfhuhn *(Porzana parva)* und Wasserralle *(Rallus aquaticus)* im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. *Wiss. Arb. Burgenland* 72: 446-454.

DVORAK, M., NEMETH, E., TEBBICH, S., RÖSSLER, M. & BUSSE, K. (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel. *Biol. Forschungsinst. Burgenland - Bericht* 86: 1-69.

DVORAK, M., LANDMANN, A., TEUFELBAUER, N., WICHMANN, G., BERG, H.-M. & PROBST, R. (2017): Erhaltungszustand und Gefährdungssituation der Brutvögel Österreichs: Rote Liste (5. Fassung) und Liste für den Vogelschutz prioritärer Arten (1. Fassung). *Egretta* 55: 6-42.

GRÜLL, A. & PELLINGER, A. (2024): Blaukehlchen. Pp. 519-521 in M. DVORAK et al.: *Die Vogelwelt des Neusiedler See-Gebietes.* Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Wien.

GRÜLL, A. & ZWICKER, E. (1993): Zur Siedlungsdichte von Schilfsingvögeln (*Acrocephalus* und *Locustella*) am Neusiedlersee in Abhängigkeit vom Alter der Röhrichtbestände. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 68: 159-171.

HASLAM, S. M. (2010): *A Book of Reed:* (Phragmites australis *(Cav.) Trin. ex Steudel, Formerly* Phragmites communis *Trin.*). Forrest Text, Cardigan.

HILLCOAT, B. (1994): *Emberiza schoeniclus*. Pp. 276-294 in Cramp, S. & Perrins C. M. (eds): *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa, Vol. 9*. Oxford University Press, Oxford.

KOENIG, O. (1952): Ökologie und Verhalten der Vögel des Neusiedlersee-Schilfgürtels. *J. Ornithol.* 93: 207-289.

LEISLER, B. (1975): Die Bedeutung der Fußmorphologie für die ökologische Sonderung mitteleuropäischer Rohrsänger *(Acrocephalus)* und Schwirle *(Locustella)*. *J. Ornithol.* 116: 117-153.

LEISLER, B. (1981): Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, Sylviinae). 1. Habitattrennung. *Die Vogelwarte* 31: 45-74.

NEMETH, E. & DVORAK, M. (2021): *Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See*. Endbericht Ornithologie. BirdLife Österreich, Wien.

NEMETH, E. & DVORAK, M. (2022): Reed die-back and conservation of small reed birds at Lake Neusiedl, Austria. *J. Ornithol.* 163: 683-693.

NEMETH, E., DVORAK, M., KNOLL, T., KOHLER, B., MÜHLBACHER, S. & WERBA, F. (2014): *Managementplan für den Neusiedler See als Teil des Europaschutzgebietes Neusiedler See - Nordöstliches Leithagebirge*. Studie im Auftrag des Vereins BERTA, Eisenstadt.

NEMETH, E., DVORAK, M., GLASER, F., KOHLER, B. & SCHWIENBACHER, M. (2022): *Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See*. Projektendbericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt. 4, Hauptreferat Naturschutz und Landschaftspflege.

OSTENDORP, W. (1993): Schilf als Lebensraum. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 68: 173-280.

PERLINGER, H. (2022): *Klassifikation heterogener Vegetations-Strukturen mittels Airborne Laserscan-Daten und Machine Learning am Beispiel der Schilfbestände des Neusiedler Sees*. MSc thesis, Univ. Wien.

R CORE TEAM (2016): R Development Core Team. DOI: http://www.R-project.org.

SALTONSTALL, K. (2002): Cryptic invasion by a nonnative genotype of *Phragmites australis* into North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 99: 2445-2449.

SHARMA, P., VARGA, M., KEREZSI, G., KAJÁRI, B., HALASI-KOVÁCS, B., BÉKEFI, E., GAÁL, M. & GYALOG, G. (2023): Estimating reed bed cover in Hungarian fish ponds using NDVI-based remote sensing technique. *Waters* 15, 1554. https://doi.org/10.3390/w15081554.

TEWKSBURY, L., CASAGRANDE, R., BLOSSEY, B., HÄFLIGER, P. & SCHWARLÄNDER, M. (2002): Potential for biological control of *Phragmites australis* in North America. *Biological Control*, 23, 191–212.

THEVS, N., ZERBE, S., GAHLERT, E., MIJIT, M. & SUCCOW, M. (2007): Productivity of reed (*Phragmites australis* Trin. ex Steud.) in continental-arid NW China in relation to soil, groundwater, and land-use. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 81: 62-68.

TÓTH, V. R. (2016): Reed stands during different water level periods: physico-chemical properties of the sediment and growth of *Phragmites australis* of Lake Balaton. *Hydrobiologia* 778: 193-207. DOI: 10.1007/s10750-016-2684-z.

VAN DER PUTTEN, W. H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on Reed Die-Back and Progression (1993-1994). *Aquatic Botany* 59: 263-275. https:// doi. org/ 10. 1016/ s0304- 3770(97) 00060-0.

ZWICKER, E. & GRÜLL, A. (1985): Über die jahreszeitliche Verteilung, Brutphänologie und nachbrutzeitliche Wanderungen bei Schilfsingvögeln am Neusiedler See. *Wiss. Arb. Burgenland* 72: 413-445.

# BRANDMANAGEMENT ALS NATURSCHUTZ-INSTRUMENT – INTERNATIONALE ERFAHRUNGEN UND HANDLUNGSOPTIONEN FÜR DIE PFLEGE VON SCHILFBESTÄNDEN NEUSIEDLER SEE-GEBIET

Prescribed Fire as a Conservation Tool – International Experiences and Options for the Management of Reedbeds at Neusiedler See

Autor: Bernhard Kohler

Kontakt:

Bernhard Kohler

WWF Österreich

bernhard.kohler@wwf.at

## 1. Einleitung

Die vorliegende Kurzstudie basiert auf einer Literaturrecherche zum Thema Brandmanagement als Naturschutzinstrument, mit speziellem Fokus auf die Pflege von Schilfbeständen mittels Feuer. **Ziel der Studie ist es, den naturschutzfachlichen Rahmen für ein mögliches Brandmanagement im Schilfgürtel des Neusiedler See abzustecken.** Dazu wird zunächst dargestellt, warum ein systematischer und gezielter Feuereinsatz im Schilfgürtel überhaupt in Betracht gezogen wird. In einem nächsten Schritt wird auf die Geschichte des naturschutzorientieren Brandmanagements eingegangen und es werden dessen Prinzipien, Regeln und Techniken vorgestellt. Dann wird anhand von internationaler Literatur der Feuereinsatz in Feuchtgebieten und speziell in Schilfbeständen diskutiert. Daran schließen sich Erwägungen und Empfehlungen an, **wie ein Brandmanagement am Neusiedler See gestaltet werden könnte, welche Handlungsoptionen hier bestehen und – vor allem – welche offene Fragen es noch zu klären gilt, bevor zu einer Umsetzung geschritten werden kann**. Die Studie soll Orientierung auf dem Weg hin zur Etablierung eines naturschutzorientierten Feuereinsatzes bieten, sie erhebt allerdings nicht den Anspruch, bereits eine detaillierte Handlungsanleitung zu liefern.

## 2. Ausgangssituation − Warum wird Brandmanagement für den Schilfgürtel des Neusiedler Sees in Betracht gezogen?

Der Endbericht zum LE-Projekt „Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See“ (Nemeth et al. 2022) hat gezeigt, dass sich **der Schilfgürtel des Neusiedler Sees aktuell in einem prekären Zustand befindet**[2]. Weite Teile des Schilfbestandes unterliegen einem rasch fortschreitenden Absterbe-Prozess. Sie verlieren dabei ihre Eignung für spezialisierte Schilfvögel, zu deren Schutz das Europaschutzgebiet Neusiedler See-Seewinkel-Nordöstliches Leithagebirge unter anderem eingerichtet wurde und für die eine **Erhaltungsverpflichtung nach der Vogelschutzrichtlinie** besteht. In den letzten Jahren ist es bei zahlreichen Vogelarten wegen der sich beschleunigenden Veränderungsprozesse im Schilfgürtel zu dramatischen Bestandseinbrüchen gekommen. Betroffen sind davon auch Arten, die Altschilfbestände benötigen und die bisher von den laufenden Alterungsvorgängen im Schilf profitiert haben. Gegenwärtig scheint jedoch vielerorts eine Schwelle überschritten worden zu sein, ab der die Veränderungen in der Schilfstruktur so tiefgreifend sind, dass keine Vogelart mehr geeignete Habitat-Bedingungen vorfindet. Es

[2] Die in diesem Abschnitt gemachten Aussagen fassen die Ergebnisse der Studie von Nemeth et al. 2022 kurz zusammen und werden daher nicht erneut mit Quellenangaben belegt. Letztere sind der Originalarbeit zu entnehmen.

besteht also dringender Handlungsbedarf zur kurz-, mittel und langfristigen Sicherung des naturschutzfachlichen Werts der Schilfbestände am Neusiedler See.

Die **Ursachen für das „Schilfsterben**“ am Neusiedler See sind komplex, die Schilfmanagement-Studie (Nemeth et al. l.c.) geht davon aus, dass **ein wesentlicher Faktor die fortschreitende Akkumulation von toter Biomasse im Schilfgürtel ist**, die bei **ständiger Wasserbedeckung des Substrats zu anoxischen Verhältnissen und zur Anreicherung von Giftstoffen führt**. Diese hat zunächst eine Vitalitätsminderung der Schilfklone und schließlich deren Absterben zur Folge. Die im Substrat offenbar langfristig persistierenden Giftstoffe scheinen auch die Verjüngung der Schilfbestände zu behindern, denn einmal abgestorbene Flächen werden vom Schilf nicht wieder besiedelt − zumindest so lange sie ständig wasserbedeckt bleiben. Durch den Absterbe-Prozess und die ausbleibende Verjüngung lösen sich die Schilfbestände zunehmend auf.

Die **Ursachen für die Akkumulation toter Biomasse** liegen einerseits in der **natürlichen Alterung des Schilfgürtels**, aber auch in seiner **Nutzungsgeschichte** und den **hydrologischen Veränderungen** im See. Auf die großflächige, im industriellen Maßstab betriebene Schilfnutzung in den 1950er und 1960er Jahren folgte ab den 1970er Jahren ein kontinuierlicher Rückgang der Schilfernte bis zur heutigen Situation, in der nur mehr 10% des Schilfgürtels (außerhalb der prinzipiell nutzungsfreien Nationalpark-Kernzone) bewirtschaftet werden.

**Durch die Schilfnutzung wird die Akkumulation abgestorbener Biomasse gebremst, wenn auch nicht völlig unterbunden**. Ausschlaggebend ist, bzw. war dabei nicht nur die Entnahme des Ernteguts, sondern auch das im Rahmen der Schilfbewirtschaftung regelmäßig durchgeführte **Abbrennen der Schilfbestände**. Dieses Abbrennen diente der Schaffung einer einheitlichen, erntefreundlichen Schilfstruktur und der „Erschließung“ brachgefallener Altschilfflächen für eine Nutzung im drauffolgenden Jahr. Da die regellos gelegten Brände oftmals weit über ihr Zielgebiet hinausgewirkt haben, dürfte zumindest in der Rückgangsphase der Schilfwirtschaft das Brennen der flächenmäßig wirksamste Faktor bei der Eindämmung der Akkumulation von toter Biomasse gewesen sein. Allerdings wurde das Schilf-Abbrennen ab den 1990er Jahren zunächst eingeschränkt und dann aus Luftreinhaltungs-Gründen gänzlich verboten (Csaplovics et al. 2020)[3]. In den letzten Jahren ist es daher im Schilfgürtel

[3] Nach dem burgenländischen Naturschutz- und Landschaftspflegegesetz (LGBL Nr. 27/1991 idgF) und der Allgemeinen Naturschutzverordnung 1992 (LGBL Nr. 24/1992) ist das Abbrennen von Schilfflächen zwar nicht grundsätzlich verboten, es wird aber auf den Zeitraum von 01. Oktober bis 1. März eingeschränkt und muss angemeldet werden. Ein weitgehendes Verbot des Verbrennens von biogenen Materialien ist hingegen im Bundesluftreinhaltungsgesetz (BGBL I Nr. 137/2002) festgelegt, welches auch im Burgenland einzuhalten ist. Mögliche Ausnahmen von diesem Gesetz regelt die Burgenländische Verbrennungsverbots-Ausnahmeverordnung (Bgld.

nur mehr zu gelegentlichen, entweder unbeabsichtigten, beabsichtigt-illegalen oder natürlichen Bränden gekommen, mit einer jedenfalls deutlich geringeren Wiederkehrrate, als dies bei den seinerzeitigen Feuern im Dienste der Bewirtschaftung der Fall war. Auch wurden in diesem Zeitraum entstehende Brände möglichst rasch gelöscht. **Die Ansammlung von toter Biomasse im Schilfgürtel infolge des Rückgangs der Schilfernte dürfte sich durch das Brandverbot und die Brandunterdrückung weiter beschleunigt haben.** Nicht unerheblich ist in diesem Zusammenhang, dass die frühere Schilfwirtschaft wegen ihres fast flächendeckenden Charakters großflächig homogene Bestände hinterlassen hat, die in mehreren großen Schüben aus der Nutzung gefallen sind. Dies dürfte der Grund für die Großflächigkeit und Gleichzeitigkeit der aktuellen Absterbeprozesse sein.

**Aus langfristiger Perspektive spielen auch die menschlichen Eingriffe in den Wasser- und Salzhaushalt des Neusiedler Sees eine wesentliche Rolle in der Entwicklung der Schilfbestände**. Dies gilt insbesondere für die Errichtung des Einserkanals (abgeschlossen 1910) und den Betrieb der Wehranlage bei Mekszikópuszta (ab 1965). Die Wasserstandsdynamik des Sees ist durch den Einserkanal im Vergleich zum unbeeinflussten Zustand stark eingeschränkt worden. Durch die Ableitungsmöglichkeit zur Donau wurden dem See die Hochwasserspitzen genommen, die sich früher in charakteristischer Weise mit Mittel- und Niedrigwasserphasen und sogar gelegentlichen Austrocknungs-Episoden abgewechselt haben. **Mit den früheren, ausgeprägten Wasserstandsschwankungen war auch der Schilfgürtel einer ständigen Fluktuation unterworfen, er dürfte zwischen zeitweiliger starker Ausbreitung und vorübergehendem Verschwinden gependelt haben. Verschwunden ist der Schilfgürtel sowohl in langhaltenden Trockenperioden, als auch bei extremen Hochwasserständen, während es in Phasen niedriger Wasserstände zu einer Ausbreitung und Verdichtung der Schilfbestände gekommen ist**. Nach dem **Bau des Einserkanals** gab es eine über 50 Jahre anhaltende **Phase sehr niedriger Wasserstände, die nur von kurzfristigen, starken Hochwasserereignissen unterbrochen wurde. In dieser für das Schilfwachstum günstigen Phase ist der Schilfgürtel zu seiner heutigen Größe und Gestalt herangewachsen**. Seitdem aber im Jahr 1965 die Wehranlage von Mekszikópuszta in Betrieb genommen wurde, stagniert das Wachstum des Schilfgürtels. **Durch fast 60 Jahre hindurch hat die regulierungsbedingt gleichmäßigere Wasserführung den freien Ablauf der Alterungsprozesse ermöglicht, deren Effekte nur in der ersten Hälfte dieses Zeitraums durch Ernte und Brand gebremst wurden.** Nachdem letztere sukzessive weggefallen sind, begann der Schilfgürtel immer älter zu werden und schließlich abzusterben.

VVAV, LgBL. Nr 28./2011) – allerdings sieht das BLRG keine Möglichkeit vor, Ausnahmen für das Abbrennen von Röhrichtflächen zu normieren (Csaplovics et al. 2020).

**Ein weiterer, noch zu wenig untersuchter Faktor bei der Akkumulation von totem organischem Material ist die allmähliche Aussüßung des Sees.** Hohe Sodagehalte fördern die Zersetzung von organischem Substanzen durch besonders effiziente alkaliphile Bakterien. Durch die Ausschwemmung der Salze über den Einserkanal ist der Salzgehalt des Sees in den letzten 100 Jahren stark abgesunken – auch von daher könnte sich die Ansammlung von totem pflanzlichem Material beschleunigt haben.

**In der Schilfmanagement-Studie wurde in erster Linie geprüft, ob es möglich wäre, die Biomasseanreicherung im Schilfgürtel durch eine Ausweitung der maschinellen Ernte zu bremsen. Leider hat die Studie ergeben, dass dies keine realistische Option ist.** Für die noch bestehenden, großteils um ihr wirtschaftliches Überleben kämpfenden Schilferntebetriebe ist eine Ausweitung ihrer Ernteflächen derzeit weder technisch, logistisch noch wirtschaftlich leistbar – nicht einmal die Aufrechterhaltung des status quo an beerntbarer Fläche scheint unter den gegebenen Rahmenbedingungen garantiert zu sein. Abgesehen von den ungünstigen wirtschaftlichen, personellen und technischen Voraussetzungen stehen der Ausweitung der maschinellen Ernte auch die lokalen Folgen des Klimawandels im Weg. Eine schonende maschinelle Schilfernte ist speziell in tieferem Wasser nur auf einer tragfähigen Eisdecke durchführbar. **Durch die steigenden Wintertemperaturen wird das Auftreten einer ausreichend dicken Eisdecke zum immer selteneren Ereignis, tiefer überflutete Zonen des Schilfgürtels können mit den derzeit zur Verfügung stehenden Maschinentypen nicht befahren werden, ohne bleibenden Schaden am Schilfbestand anzurichten. Dies ist der Hauptgrund dafür, warum sich die kommerzielle Schilfernte in letzter Zeit auf die landseitigen Randbereiche des Schilfgürtels beschränken musste.** In den letzten Jahrzehnten wurden immer wieder Versuche unternommen, Erntemaschinen zu entwickeln, die auch in tiefer überschwemmten Zonen auf schonende Weise arbeiten können, unabhängig von der Eisbedeckung – bislang sind alle diesbezüglichen Versuche erfolglos verlaufen.

Aus diesem Grund kamen Nemeth et al. (2022) zu dem Schluss, dass die **Ansammlung von organischem Material kurz- bis mittelfristig nur über eine kontrollierte Brandbewirtschaftung des Schilfgürtels zu bremsen ist, sofern sich diese in naturschutzfachlich unbedenklicher und klimaschonender Weise durchführen lässt**. **In längerfristiger Perspektive muss aber auch über eine Wiederannäherung an die ursprünglichen ökologischen Verhältnisse im See diskutiert werden (Zulassen einer größeren Amplitude an Wasserstands-Schwankungen, verstärkter Wasser- und Salz-Rückhalt im See durch weitere Einschränkung der Wasserableitung, Verzicht auf eine künstliche Wasserzuleitun**g).

Was das **Brandmanagement** im Schilfgürtel des Neusiedler Sees betrifft, so unterscheiden Nemeth et al. (2022) zwischen drei Zielsetzungen:

- **Feuereinsatz mit vorwiegend naturschutzfachlicher Zielsetzung zur Pflege und Verjüngung von Schilfbeständen im Natura 2000-Gebiet Neusiedler See-Seewinkel.** Dieser Einsatz würde nach einem zu definierenden Rotationsschema mit einer Umtriebszeit von ca. 15-20 Jahren auf allen nicht-beernteten Flächen außerhalb der Nationalpark-Naturzone stattfinden, d.h. im Großteil des Schilfgürtels. Die Größe, Form und Verteilung der zu brennenden Flächen wäre allerdings erst näher zu bestimmen, ebenso wie die optimale Dauer des Intervalls zwischen den Bränden. **Durch das Brandmanagement soll die Sukzession auf den behandelten Flächen auf ein früheres Stadium zurückgeworfen, die Vitalität der Schilfbestände erhöht und die angesammelte oberirdische Biomasse beseitigt werden.** Durch lange Abstände zwischen den Feuereinsätzen würde sichergestellt, dass sich auf der Fläche strukturreiches Altschilf entwickeln kann, das für viele spezialisierte Vogelarten von großem Wert ist. Gebrannt würden die Flächen erst kurz vor dem Zusammenbruch der Altschilfbestände, also kurz bevor sie ihre Eignung für Vögel altersbedingt (und dann meist schlagartig) verlieren.

- **Feuereinsatz im Dienst der Schilfwirtschaft**. In den noch bestehenden Erntegebieten könnte der Feuereinsatz nach Bedarf häufiger erfolgen, wenn es darum geht, brachliegende, oder mit Altschilf durchsetzte Flächen für eine Ernte im Folgejahr vorzubereiten. **Aus naturschutzfachlicher Sicht besteht der Hauptzweck des Feuereinsatzes im Rahmen der Schilfbewirtschaftung darin, dass die Erntebetriebe schädliche Praktiken wie das Niederwalzen von Schilfbeständen aufgeben können.** Diese Praktiken haben sich als Ersatz für den verbotenen Feuereinsatz entwickelt (Nemeth et al. 2022), sind aber weder aus der Sicht der Schilfbewirtschafter, noch aus Naturschutzsicht optimal, da sie die Entwicklung einer besonders kompakten Streuschicht fördern und die Anhäufung von toter Biomasse im Substrat beschleunigen. Zudem sind gewalzte Flächen weder für Amphibien noch für Vögel nutzbar. Anzumerken ist, dass ein häufigerer Feuereinsatz in den Erntegebieten dazu führen wird, dass nur jene Vogelarten auf diesen Flächen begünstigt werden, die jüngere Schilfbestände nutzen können**. Die Synergien zwischen Vogelschutz und kommerzieller Schilfernte sind also begrenzt – beim aktuellen Umfang der Ernteaktivitäten ist das aber kein Problem**.

- **Prozessschutzkonformes Feuermanagement im Bereich der Nationalpark-Naturzone.** Die 4.500 Hektar große Naturzone des Nationalparks ist in

Übereinstimmung mit den Managementrichtlinien für Schutzgebiete der IUCN-Kategorie II (Nationalpark) als Prozessschutzgebiet ausgewiesen. In solchen Gebieten ist ein möglichst freier Ablauf autogener ökologischer Prozesse sicherzustellen, während steuernde und lenkende Eingriffe des Menschen nicht stattfinden dürfen – auch nicht zum Zweck eines Biotopmanagements. Das bedeutet einerseits, **dass anthropogene Brände von der Kernzone fernzuhalten sind, bzw. − falls sie doch auftreten − rasch und schonend gelöscht werden müssen**. Andererseits sollten in Prozessschutzgebieten **natürliche, durch Blitzschlag verursachte Feuer möglichst ungehindert brennen dürfen**. Beide Vorgaben bedeuten, **dass die Nationalparkverwaltung differenzierte Regeln für den Umgang mit Bränden in der Naturzone entwickeln muss** – sowohl was den **Schutz** der Naturzone **vor dem Ausbrechen, bzw. Übergreifen anthropogener Brände** betrifft, als auch, was das **Zulassen natürlicher Feuer** angeht. Für die Bekämpfung anthropogener Feuer sind strenge Regeln auszuarbeiten, die helfen, Kollateralschäden zu vermeiden – wie etwa die Beeinträchtigung von Schreitvogelkolonien durch tiefliegende Lösch-Hubschrauber oder die Verschmutzung des Sees durch eingesetzte Löschsubstanzen. Für natürliche Feuer müssen Handlungsrichtlinien geschaffen werden, bis zu welchem Punkt ihnen freier Lauf gelassen werden kann und unter welchem Umständen sie eingegrenzt werden müssen, etwa zum Schutz von Menschenleben, Infrastruktur sowie des engeren Umlands. **Die Entwicklung von Regeln für die Naturzone wird besondere Bedeutung erlangen, wenn in den übrigen Teilen des Schilfgürtels ein reguläres Brandmanagement-Regime eingeführt wird. Die Ausarbeitung dieser Regeln ist allerdings nicht Teil der vorliegenden Studie.**

## 3. Methodik

Die vorliegende Studie beruht auf einer Literaturrecherche, die vorwiegend, aber nicht nur im Internet durchgeführt wurde. Ausgangspunkte für die Recherche bildeten die webpage des Eurasian Fire in Nature Conservation Networks (EFNCN 2024), die feuerbezogenen Abschnitte der „Conservation Evidence Series Synopsis“ zum Thema Marsh and Swamp Conservation (Taylor et al. 2021) sowie diverse Übersichten des US Forest Service, wie etwa die Spezialausgabe von Fire Management Today (USFS 2006), in der Fallstudien zum „Prescribed Fire“ aus mehreren Jahrzehnten zusammengestellt sind, oder die sehr umfassende Literaturübersicht zu Feuer und *Phragmites australis,* die sich auf der webpage des sogenannten Fire Effects Information Systems (Gucker 2008) findet. Daneben wurde natürlich auch versucht, relevante europäische Literatur auszuheben (Übersicht z.B. in Valkama et al. 2008), die sich jedoch in Bezug auf das Thema Brandmanagement im Schilf als vergleichsweise unergiebig erwiesen hat, bzw. meist nur sehr allgemeine Angaben liefert.

# 4. Ergebnisse

## 4.1 Feuereinsatz in der Landnutzung in der Landschaftspflege

### 4.1.1 Feuer als natürlicher Faktor

Feuer ist in vielen Weltregionen und Biomen ein wichtiger natürlicher Faktor, der zahlreiche Ökosysteme entscheidend prägt. Das gilt vor allem für Savannen- und Steppengebiete, aber auch für boreale, temperate und subtropische Nadelwälder, für mediterrane Wald- und Strauchformationen sowie für laubabwerfende subtropische und tropische Trockenwälder (Kraus et al. 2019). In diesen Gebieten haben viele Arten und Lebensgemeinschaften enge evolutive Anpassungen an den Faktor Feuer entwickelt. Einige Arten sind in ihrer Entwicklung und in ihren Lebenszyklen vom Feuer in unterschiedlich Ausmaß abhängig geworden – das Spektrum reicht hier von lediglich schwach feuertoleranten Arten, die nur Feuer von geringer Intensität ertragen, bis hin zu pyrophilen Spezies, die ohne regelmäßig wiederkehrende Brände gar nicht überleben, bzw. sich nicht gegen feuerempfindlichere Konkurrenten durchsetzen können. Auch ganze Lebensgemeinschaften zeigen mitunter eine enge Bindung an natürlich auftretende Feuer und eine hochgradige Abhängigkeit von bestimmten Feuerregimes.

### 4.1.2 Feuereinsatz als Kulturtechnik

In vielen feuergeprägten Ökosystemen haben auch die lokalen menschlichen Kulturen Techniken des gezielten Feuereinsatzes entwickelt, der ihnen als Grundlage und Instrument der Landnutzung dient. Der menschliche Feuereinsatz in der Landnutzung und Landschaftsgestaltung ist allerdings nicht auf die natürlicherweise feuergeprägten Biome beschränkt geblieben. Auch in Biomen wie der humiden, temperaten Laubwaldregion, in denen natürliche Brände von Natur aus keine große ökologische Rolle spielen, hat der Mensch gelernt, sich Feuer in der Landbewirtschaftung zunutze zu machen. Das gilt vor allem für das Öffnen bzw. das ständige Offenhalten von Landschaftsteilen, in denen ansonsten Gehölze die Vorherrschaft übernehmen würden, aber auch für die gezielte Förderung von wirtschaftlich nutzbaren Arten. Aus heutiger mitteleuropäischer Perspektive, aus der Brände in der freien Landschaft fast durchwegs als kleinere und größere Unglücksfälle betrachtet werden, mag es überraschen, dass Feuer als Instrument der Landbewirtschaftung auch bei uns ganz routinemäßig zum Einsatz kam.

Als österreichisches Beispiel ist der **Brandfeldbau** zu nennen, der in waldreichen Gebirgen der Steiermark, Ober- und Niederösterreich sowie Salzburgs üblich war und bei dem Waldflächen nach ihrer Schlägerung abgebrannt, und für einige Jahre als Äcker und Weideflächen genutzt wurden, bevor man wieder Wald zur Holzgewinnung aufkommen ließ

(Schneiter 1970, Hafner 1994, Goldammer et al. 1997). In weiten Teilen des Alpenraums wurde zudem das **Almbrennen** praktiziert, mit dem Weideflächen von Zwergsträuchern und Latschen freigehalten wurden (Kerschbaumer 2007). Auch im pannonischen Osten Österreichs gehörte der Feuereinsatz zu den traditionellen Techniken der Landnutzung, etwa zur **Weidepflege auf den großen gemeinschaftlichen Hutweiden**, die wegen der ungleichmäßigen Verteilung des Weidedrucks und der relativ geringen Besatzdichten zur Verbuschung mit Dornsträuchern neigen; ein weiteres Einsatzgebiet war speziell **im Neusiedler See-Gebiet die Schilfnutzung** (Knoll 1986, Waitzbauer 1993, Führer 2010). Den Interviews zufolge, die Führer (l.c.) hier mit alteingesessenen Schilfbewirtschaftern geführt hat, soll sich die jährlich gebrannte Fläche auf 15-20%, möglicherweise sogar auf 30% des Neusiedler See Schilfgürtels erstreckt haben. Bei diesen Zahlen ist allerdings zu beachten, dass nur wenige Personen zu diesem Thema befragt werden konnten und dass deren Angaben weit streuten (von >0 bis 30%).

### 4.1.3 Abkehr von der traditionellen Brandwirtschaft im 19. Jahrhundert

Der in Mittel- und Nordeuropa erstaunlich weit verbreitete Feuereinsatz in der Landnutzung (Übersicht Goldammer et al. 1997) geriet allerdings mit der Entwicklung der rationellen Forstwirtschaft zunehmend in Misskredit, da diese ganz allgemein auf die Beendigung der traditionellen Mehrfachnutzung der Wälder drängte, um einen gesteigerten, quantitativen und qualitativen Holzertrag sicherzustellen. Nutzungsformen wie Waldweide, Streurechen, Haubergswirtschaft und Brandfeldbau wurden deshalb gezielt aus den mitteleuropäischen Wäldern verdrängt. In Hinblick auf die Feuernutzung setzte sich in der europäischen Forstwirtschaft im Verlauf des 19. Jahrhunderts der Grundsatz **„Feuer ist der Feind des Waldes“ und damit eine radikale Brandbekämpfungs- und Brandunterdrückungs-Philosophie durch, die nicht nur die Forstgesetzgebung und Praxis der Forstwirtschaft prägte, sondern letztlich auch auf Landwirtschaft und Naturschutz ausstrahlte** (Goldammer 2007).

Besonders folgenschwer war der Umstand, dass diese ablehnende, jedoch relativ junge europäische Haltung gegenüber dem Feuer von der US-amerikanischen Forstwirtschaft übernommen und damit in eine Weltregion übertragen wurde, **in der Brände von Natur aus eine wesentlich zentralere ökologische und kulturhistorische Rolle spielen, als in Europa**.

### 4.1.4 Traditioneller indigener Feuereinsatz in Nordamerika

Weite Teile des nordamerikanischen Kontinents sind von Natur aus durch komplexe natürliche Feuerregimes geprägt und durch Vegetationstypen gekennzeichnet, die zumindest feueradaptiert und zum Teil sogar feuerabhängig sind. Außerdem **setzte die indigene Bevölkerung Nordamerikas Feuer in vielfältiger Weise in ihrer Landnutzung** ein (Pyne 1997, Williams 2000, Fowler & Konopik 2007): zur regelmäßigen Äsungsverbesserung für Wildtiere, als Instrument bei der Jagd, zur Förderung nutzbarer Wildpflanzen und im Rahmen des Feldbaus zur Gewinnung, Düngung und Offenhaltung von Anbauflächen. Gezielt entfachte Brände dienten vielerorts auch dazu, die Zugänglichkeit und „Verkehrstauglichkeit" der Landschaft zu fördern und zu erhalten, seltener wurden sie im Rahmen kriegerischer Auseinandersetzungen gelegt. Durch den traditionellen Feuereinsatz hat die indigene Bevölkerung landschaftgestaltende Wirkungen entfalten können, die weit über den Einfluss hinausgehen, den man angesichts der relativ geringen Bevölkerungsdichte erwarten würde. Es ist sogar pointiert behauptet worden, **dass weite Teile Nordamerikas vor Ankunft der Europäer eine feuergeprägte indigene „Kulturlandschaft" waren** (Fowler & Konopik 2007). Die ersten europäischen Einwanderer zeigten sich jedenfalls über den Umfang des Feuereinsatzes der Indigenen erstaunt und haben ihn zumindest teilweise kopiert − zumindest so lange, als ihre Landnahme noch überwiegend von Rodung, Erschließung und raubbauartiger Nutzung überreichlich vorhandener Ressourcen geprägt war.

### 4.1.5 Die Zeit der radikalen Brandunterdrückung in Nordamerika

Mit steigender Bevölkerungsdichte, der Festigung von Besitzverhältnissen, der Etablierung eines Landnutzungsmusters nach europäischem Vorbild und dem Übergang zu einer nachhaltigeren Bewirtschaftung wurde Feuer auf privatem Land zunehmend in den Hintergrund gedrängt (Cronon 2003). Eine Ausnahme bildete allerdings der Feuereinsatz in großflächig als Weideland genutzten Gebieten. Hier wurde der auch in Europa übliche Feuereinsatz zur Offenhaltung und Pflege von Weideflächen übernommen und weitergeführt (Lunsford 2006). Als gegen Ende des 19. Jahrhunderts in den USA die Nutzung staatlicher Flächen neu geregelt und eigene Behörden zur Verwaltung und zum Management dieser Flächen geschaffen wurden, kam es zu weitergehenden Einschränkungen im Feuergebrauch. Dies gilt besonders für die Wälder in öffentlichem Besitz. Die Forstwirtschaft auf Staatsflächen wurde nach europäischen Vorbildern reorganisiert und setzte entsprechend der in Europa herrschenden Lehrmeinung auf **eine konsequente Brandvermeidungs- und Brandunterdrückungs-Politik.** Angesichts der Häufigkeit natürlicher Feuer in Nordamerika musste dieser Ansatz hier mit wesentlich größerem Aufwand und Nachdruck betrieben werden, als in Europa. Über Jahrzehnte hinweg bildeten Brandvermeidung und

Brandbekämpfung zentrale Aufgaben amerikanischer Forstbehörden, begleitet von intensiver Öffentlichkeits- und Aufklärungsarbeit, die in der breiten Bevölkerung eine kritische und wachsame Haltung gegenüber dem Feuer verankern sollten.

**Durch die konsequente Brandunterdrückung kam es mit der Zeit zu erheblichen ökologischen Veränderungen in den bislang feuergeprägten Lebensräumen (die von dramatischen Veränderungen in Struktur, Textur und Zusammensetzung der Vegetation bis hin zum Aussterben einzelner Arten reichen) sowie zur Entstehung des sogenannten „fire paradox".** Mit diesem Begriff wird der Umstand beschrieben, dass durch ständige Brandunterdrückung Brände zwar insgesamt seltener werden, die zunehmende Anhäufung von brennbarem Material im Brandfall aber zu Feuern von immer größerer Intensität, Ausdehnung und Zerstörungskraft führt, dass also Feuervermeidung und -bekämpfung letztlich die durch Brände hervorgerufenen Schäden erhöhen. Besonders in feueradaptierten Lebensräumen traten an die Stelle der natürlichen, in relativ kurzen Abständen wiederkehrenden Feuer von geringer Intensität nunmehr schwer zu kontrollierende Großbrände, die im Extremfall sogar die Resilienz dieser speziellen Lebensräume überforderten und zu ihrer Zerstörung führten.

### 4.1.6 Entwicklung der Fire Ecology und des Prescribed Burning

Als Reaktion auf diese Entwicklungen entwickelte sich ab den 1960er Jahren in der ökologischen Grundlagenforschung eine neue Disziplin, die sogenannte **„Fire Ecology"** und im Bereich der angewandten Ökologie und der Landschaftspflege das „Controlled Burning" (später als **„Prescribed Burning"** bezeichnet). Dessen auf langjähriger Forschung und vielen praktischen Experimenten beruhendes Methodenset ermöglicht heutzutage einen differenzierten, zielgerichteten Feuereinsatz zur schonenden Pflege, Instandhaltung und Wiederherstellung von natürlichen Lebensräumen, kann aber auch der verbesserten Bewirtschaftung genutzter Lebensräume und Landschaftsteile, sowie der Bekämpfung von invasiven Arten dienen (Alexander & Thomas 2006). **Heutzutage ist das „Prescribed Burning" aus der US-amerikanischen Forstwirtschaft, aus der Brandprävention, der Landschaftspflege und dem Schutzgebiets-Management nicht mehr wegzudenken**. Einer Wiederannäherung an die ursprünglichen Feuerregimes stößt allerdings vielerorts wegen der gefährlich angehäuften „Altlasten" der Brandunterdrückung, wegen der zunehmenden Zersiedlung und Zerschneidung der Landschaft („wildland-urban interface") und wegen der durch die Klimaerhitzung enorm gesteigerten Brandanfälligkeit weiter Landstriche auf große Hindernisse und sie wird auch immer noch durch den anhaltenden „Erfolg" der jahrzehntelangen, auf totale Brandvermeidung ausgerichteten Öffentlichkeits- und Bildungsarbeit erschwert. Dennoch ist das Methodenrepertoire des Prescribed Burning

gegenwärtig ein fest etablierter Bestandteil des modernen Landschaftsmanagements in Nordamerika.

### 4.1.7 Rezeption der Feuerökologie und des kontrollierten Brennens in Mitteleuropa

In Mitteleuropa wurden sowohl die amerikanische Fire Ecology, als auch das Prescribed Burning schon bald nach ihrer Entstehung rezipiert. Bereits ab Mitte der 1970er wurden diese Themen von einer Freiburger Forschergruppe um Johann Georg Goldammer aufgegriffen und besonders in Hinblick auf ihr Naturschutzpotenzial propagiert (Goldammer 1978). **Der praktische Einsatz von Feuer in der Landschaftspflege stieß im deutschen Sprachraum dennoch auf erhebliche Widerstände** und konnte sich trotz zahlreicher Initiativen, Tagungen, Positionspapiere und Publikationen zu dem Thema (z.B. Ries 1976, Goldammer 1978, Goldammer et al. 1997, Keienburg et la. 2004, Goldammer 2007, Goldammer et al. 2009) nur sektoral durchsetzen − etwa im Management nordwesteuropäischer Heidegebiete, in denen die Erinnerung an das einstmals hier ausgeübte Brandmanagement noch relativ frisch geblieben war und in der die versuchsweise Wiederaufnahme des Feuereinsatzes auch rasch überzeugende Erfolge erbrachte (Keienburg et al. 2004). Das Spektrum der Lebensraumtypen, in denen mit einem naturschutzorientierten Brandmanagement nach amerikanischem Vorbild experimentiert wurde, blieb jedoch vergleichsweise eingeschränkt und **führte abseits von Heideflächen nur selten zu einem etablierten und routinemäßigen Feuergebrauch** (Übersicht in Goldammer et al. 2009). Dass sich der Naturschutz speziell im deutschsprachigem Raum gegenüber einem Brandmanagement ablehnend zeigte, war nicht zuletzt darin begründet, dass in den 1960er und 1970er Jahren Landwirte auf brachgefallenen Restflächen der einstigen Kulturlandschaft häufig Feuer legten, um die nach Nutzungsaufgabe „verwildernden“ Flächen wenigstens irgendwie zu „pflegen“. Ausschlaggebend dafür waren oft rein landschaftsästhetische Erwägungen. Weil dieses Abbrennen regellos erfolgte und meist kleinflächige Strukturen wie Feldraine, Böschungen, Trockenrasen- und Feuchtwiesenreste betraf, hatte der Naturschutz die berechtigte Sorge, dass hier letzte Refugien für Arten der großflächig verloren gegangenen, extensiven Kulturlandschaft vernichtet würden. Aus diesem Grund wurde der landwirtschaftliche Feuereinsatz gerade auf Betreiben des Naturschutzes immer stärker eingeschränkt (Goldammer 2007). Weitere Einschränkungen ergaben sich aus einer anderen Folge der landwirtschaftlichen Veränderungen nach dem Zweiten Weltkrieg. Durch die großräumige Entflechtung von Viehwirtschaft und Ackerbau wurden in den nunmehr reinen Ackerbaugebieten das auf Getreidefeldern anfallende Stroh von einer begehrten Ressource zum lästigen Abfallprodukt. Das Abbrennen von Stoppelfeldern nach der Ernte wurde deshalb ab den 1960er Jahren zur großflächig geübten Praxis, die alljährlich weite Teile der Landschaft in Rauch hüllte und zu einer erheblichen Belästigung und Gesundheitsgefährdung der Bevölkerung führte. Auch hier kam es deshalb zu Einschränkungen der Feuerverwendung. Im Bereich der Waldwirtschaft sind die ablehnenden

europäischen Positionen zum Feuer bis in jüngste Zeit und bis auf wenige Ausnahmefälle nahezu unverändert geblieben.

### 4.1.8 Ablehnung aus Klimaschutzgründen

In den letzten Jahren haben sich zu den oben kurz skizzierten Ablehnungsgründen auch Bedenken wegen der Freisetzung von klimaschädlichen Treibhausgasen durch Brände in der freien Landschaft gesellt. Psychologisch weiter unterfüttert werden diese Bedenken aktuell auch noch durch die mediale Berichterstattung über den Klimawandel und die damit in Zusammenhang stehenden Großfeuer. Die beängstigenden Bilder von ausufernden Bränden im Mittelmeerraum, in Kalifornien, Kanada und Sibirien tragen das ihre dazu bei, dass ein vermehrter Feuereinsatz in der Landschaftspflege vielfach als aberwitziges Vorhaben gilt. Selbst wenn diese Großereignisse nicht allein auf dem Klimawandel beruhen, sondern − wie im Fall der amerikanischen Großbrände und der Feuerkatastrophen im Mittelmeergebiet – auch auf eine jahrzehntelange geübte Brandunterdrückung zurückgehen, wird durch die Berichterstattung der Reflex „Feuervermeidung = Klimaschutz“ gestärkt. Trotz der traditionellen Verankerung des Feuergebrauchs auch in Europa, trotz einiger erfolgreicher Beispiele in der europäischen Naturschutzpraxis und trotz der umfangreichen Bemühungen der Arbeitsgruppe um Goldammer konnte sich das Prescribed Burning in Mitteleuropa bislang noch viel zu wenig als eine reguläre Form des Landschaftsmanagements durchsetzen (Goldammer et al. 2009, Global Fire Monitoring Center/Fire Ecology Research Group Freiburg 2010).

**Es erscheint wichtig, auf diese historischen Hintergründe hinzuweisen, um verständlich zu machen, warum bei der Diskussion um ein mögliches Brandmanagement am Neusiedler See vorwiegend auf amerikanische Vorbilder und Literatur zurückgegriffen werden muss, und weshalb vor der Übernahme der in Nordamerika bewährten Methoden noch etliche offene Fragen zu klären sein werden**.

## 4.2. Prinzipen und Praktiken des naturschutzorientierten Feuereinsatzes

Ehe auf das Brandmanagement in Feuchtgebieten allgemein und auf die Situation am Neusiedler See eingegangen werden kann, müssen zunächst die **Prinzipien und Techniken eines kontrollierten Feuereinsatzes** skizziert werden. Es kann dabei freilich nicht darum gehen, eine umfassende Darstellung und Handlungsanleitung zu bieten. Vielmehr können im Rahmen dieser Kurzstudie nur die wesentlichen, zu beachtenden Punkte angesprochen werden. Angesichts der geradezu erdrückenden Fülle des vorhandenen, englischsprachigen Materials fällt es schwer, eine knappe und trotzdem ausreichend informative Quelle für die

wichtigsten Informationen zu wählen. Zu den neuesten und wahrscheinlich besten Handbüchern gehört das 220 Seiten starke und als herunterladbares pdf im Internet verfügbare Werk von **Boby et al. 2023**, das aber trotz seines klaren und benutzerfreundlichen Aufbaus für den vorliegenden Zweck zu detailliert erscheint. Hingewiesen sei auch das Standardwerk von Weir (2009). Hier wird allerdings auf ältere Literatur zurückgegriffen, vor allem auf die knappe und trotzdem sehr informative Zusammenstellung von Wade & Lunsford (1989). Dieses Handbuch beruht auf einer Vorläuferversion (Mobley 1973), die auch Goldammer (1978) für seine Darstellung des Themas verwendet hat. Dadurch ergibt sich Möglichkeit, die korrekte deutsche Terminologie von Goldammer (l.c.) zu übernehmen.

### 4.2.1 Allgemeines

**"Prescribed Burning"** (das im Deutschen in Anlehnung an den früher im Englischen gebräuchlichen Begriff „controlled burning" als **„kontrolliertes Brennen"** (Goldammer 1978) bezeichnet wird) ist nach Alexander & Thomas (2006) die **wissensbasierte Anwendung von Feuer** in einem **bestimmten Gebiet**, um dort **vorformulierte Ziele** des Waldmanagements oder anderer Landnutzungs/Landschaftspflege-Vorhaben zu erreichen. **Kontrollierte Feuer werden von geschultem Personal auf Grundlage von vorweg ausgearbeiteten Vorschreibungen bzw. Regeln („prescriptions") gelegt**. Das Wesentliche dabei ist, dass solche Feuer in **wohl überlegter und geplanter Weise**, **unter genauer Beachtung der Witterungsverhältnisse**, an **definierten Örtlichkeiten** und **zur Erreichung vorab definierter Ergebnisse** entzündet und geführt werden (Wade & Lunsford 1989). Dies unterscheidet sie von ungeplant ausgebrochenen Bränden. In manchen Fällen können auch ungeplante Brände (z.B. auf natürlichem Weg entstandene Feuer in strengen Schutzgebieten) derart gelenkt werden, dass sie bestimmten Managementzielen zuarbeiten − allerdings nur unter der Voraussetzung, dass dabei bestimmte Kriterien eingehalten werden können **(„wildland fire use"**). Wegen ihrer geringeren Steuerbarkeit sind ungeplante Brände aber ein wesentlich schwieriger zu handhabendes Instrument, als kontrollierte Feuer.

### 4.2.2 Zielformulierung beim kontrollierten Brennen

Eine möglichst **genaue Definition dessen, was mit dem kontrollierten Brennen erreicht werden soll**, steht am Anfang jedes Brandvorhabens. Es gibt eine Fülle von möglichen Zweckbestimmungen, die von der einfachen Beseitigung angesammelten organischen Materials, über die Verjüngung vorhandener Vegetation, die Beseitigung konkurrierender Pflanzenarten, die Bekämpfung von Schädlingen, Krankheitserregern und invasiven Arten, bis hin zur Äsungsverbesserung für Wild- und Haustiere, die Förderung feuerabhängiger Arten,

die Beschleunigung des Nährstoffumsatzes oder die Beseitigung von Schlag-Abraum und von Ernteabfällen reichen. **Die genaue Zieldefinition ist entscheidend, weil sie sich unmittelbar auf die Wahl der Brandtechnik und die Lenkungsmaßnahmen auswirkt, und weil sie eine Grundlage für die abschließende Evaluierung des Feuereinsatzes bildet.**

Grundsätzlich wird hinsichtlich der Zielsetzungen zwischen **Reclamation/Restoration Burning** und **Maintenance Burning** unterscheiden (Goldammer 1978). Ersteres dient der Wiederherstellung eines gewünschten Zustandes der Vegetation, zweiteres der Erhaltung eines bereits bestehenden, als günstig bewerteten Zustandes. Für ein Restoration Burning sind oft höhere Feuerintensitäten notwendig, da man es in solchen Fällen häufig mit größeren Mengen an brennbarem Material zu tun hat.

Die Wahl des abzubrennenden Gebiets, des Brandzeitpunkts und der anzuwendenden Brandtechnik sowie der gesamte Erfolg des kontrollierten Brennens hängen wesentlich von den **Witterungsverhältnissen vor und während des Feuereinsatzes, sowie von der Art, der Beschaffenheit, der Menge, der Verteilung und dem Zustand des brennbaren Materials (**engl. **„fuel“) ab.** Die Witterung und der Zustand des brennbaren Materials stehen naturgemäß in enger Beziehung zueinander, insbesondere was den Feuchtigkeitsgehalt der zu verbrennenden Substanzen angeht.

### 4.2.3 Faktoren, die das Brandgeschehen beeinflussen

Unter den Witterungsfaktoren sind für das Brandgeschehen insbesondere der **Wind, die relative Luftfeuchtigkeit, die Bodenfeuchtigkeit, der Niederschlag, der Feuchtigkeitsgehalt des brennbaren Materials, die Lufttemperatur sowie die Schichtung, bzw. die Turbulenzverhältnisse in der Atmosphäre** ausschlaggebend. Für die **allgemeinen Brandvorschreibungen** bedarf es einer Vorab-Analyse des regions- und ortsspezifischen Musters des Wettergeschehens, um die besten Zeitpunkte und jeweils günstigsten Konstellationen der Witterungs- und Substratfaktoren eingrenzen zu können. Die konkrete Wahl des Brandzeitpunkts erfolgt dann **anhand dieser Vorschreibungen** und durch **genaue Beobachtung des regionalen und lokalen Wettergeschehens sowie durch Messung des aktuellen Feuchtigkeitsgehalts des brennbaren Materials**. **Wegen der Vielzahl an zu berücksichtigenden Faktoren sind günstige Verhältnisse innerhalb einer Brandsaison (z.B. dem Winterhalbjahr) oft nur an relativ wenigen Tagen gegeben**. Für das kontrollierte Brennen in den feueradaptierten Kiefernwäldern der südöstlichen USA, das im Herbst und Winter stattfindet, bestehen im Durchschnitt nur an 22 bis 28 Tagen/Saison optimale Bedingungen (Lunsford 2006). Aus diesem Grund ist eine sorgfältige **Vorab-Analyse und Beschreibung des regionalen Wettergeschehens in den allgemeinen Brandvorschreibungen** wichtig. Den Teams, die den kontrollierten Feuereinsatz durchführen, wird auch trotz der Eingrenzung in den Vorschreibungen noch ein hohes Maß an

Flexibilität und Abrufbereitschaft abverlangt. In den Vorschreibungen lassen sich allerdings nicht nur regionsspezifische, sondern auch allgemeine Faustregeln aufstellen. Beispielsweise werden in den USA für kontrollierte Feuer im Winter die Tage unmittelbar nach dem Durchzug einer Kaltfront empfohlen, bei der zwischen 5 und 20 mm Regen gefallen sind und nach der sich erfahrungsgemäß sonniges Wetter, relativ gleichmäßig wehende Winde und geringe Luftfeuchtigkeiten einstellen (Niederschlagsangaben bei Wade & Lunsford (1989) in inch, Umrechnungsergebnisse gerundet).

**Faktor Wind**

Was die **Windverhältnisse** betrifft, so weisen Wade & Lunsford (1989) darauf hin, dass kontrolliertes Brennen bei **gleichmäßiger Windgeschwindigkeit und Windrichtung** einfacher und sicherer durchzuführen ist, als bei böigen Verhältnissen und ständigem Wechsel der Windrichtung. Allgemein wehen stärkere Winde oft gleichmäßiger aus einer Richtung, als schwächere. Zu beachten sind auch die **tageszeitlichen Veränderungen der Windgeschwindigkeit**, häufig werden am frühen Nachmittag die höchsten Werte erreicht, gegen Abend flauen Winde oft ab. Ideale Windgeschwindigkeiten für das Brennen liegen *innerhalb* eines Waldbestands zwischen 2 und 5 km/h (gemessen etwa in Augenhöhe, Originalangaben in Meilen/h, Umrechnungsergebnisse aufgerundet), was einer Windgeschwindigkeit von 10 bis 30 km/h im Freien und in einer Höhe von rund 6 m entspricht. Es muss betont werden, dass diese Werte für andere Vegetationstypen nicht einfach übernommen werden können, sie werden hier nur beispielhaft genannt. **Wird mit dem Wind gebrannt, so ist generell auf geringe Windgeschwindigkeiten zu achten**, da solche Feuer sonst leicht außer Kontrolle geraten, bzw. sich die Feuerfront zu rasch bewegt. **Beim Einsatz von Gegenwindfeuern** (Erklärung s. im Abschnitt Brandtechniken) **sind hingegen die höheren Geschwindigkeitsbereiche der angegebenen Spanne vorzuziehen**, weil stärkerer Wind die Hitze des nur langsam voranschreitenden Feuers besser abführt. Von großer Bedeutung ist auch die **Beständigkeit des Windes, also die Länge des Zeitraums, über den hinweg der Wind aus derselben Richtung weht.** Beständige Winde sind im Winter, unter den bereits beschriebenen Bedingungen nach Durchzug einer Kaltfront am häufigsten. Mit größerem zeitlichen Abstand zur Kaltfront beginnt sich der Wind allerdings zu drehen, er wird schwächer und auch seine Beständigkeit lässt nach. **Bevor ein kontrolliertes Feuer gelegt wird, ist beim Einholen der Wettervorhersage unbedingt die voraussichtliche Beständigkeit des Windes abzufragen**. **Die am schwierigsten zu brennenden Geländeabschnitte sollten nur bei den verlässlichsten Windverhältnissen gebrannt werden**. In weniger risikoreichen Zonen können erfahrene Brandmanagementbeauftragte auch bei nicht ganz idealen Verhältnissen brennen.

**Faktor relative Luftfeuchtigkeit**

Wie beim Wind gibt es auch in Bezug auf die **relative Luftfeuchtigkeit** günstige und weniger günstige Bedingungen für kontrolliertes Feuer. Wade & Lunsford (1989) empfehlen, dass **vorzugsweise gebrannt werden sollte, wenn die relative Luftfeuchtigkeit zwischen 30 und 55% liegt**, In Sondersituationen kann dieser Bereich auf 20-60% ausgeweitet werden, doch gilt als **Faustregel, dass Brände bei Luftfeuchtigkeitswerten unter 30% schnell gefährlich werden**. Oberhalb von 60% wird es oft schwer, ein Feuer in der angestrebten Intensität und Gleichmäßigkeit zu unterhalten. Zu beachten ist, dass sich **die relative Luftfeuchtigkeit mit der Lufttemperatur sehr schnell und sehr stark verändern kann**, weshalb sie auch einen charakteristischen Tagesgang zeigt, der **bei der Ablaufplanung eines kontrollierten Feuers unbedingt zu berücksichtigen ist**. Die Luftfeuchtigkeit beeinflusst natürlich auch die Feuchtigkeit des brennbaren Materials, dabei spielen jedoch auch andere Faktoren, wie vorangegangene Niederschlagsereignisse, die Wasserstandsverhältnisse, usw. eine Rolle. **Die Luftfeuchtigkeit und die Feuchtigkeit des brennbaren Materials müssen jedenfalls unabhängig voneinander bestimmt werden**.

**Faktor Lufttemperatur**

Die **Lufttemperatur** ist beim kontrollierten Brennen vor allem **wegen ihres Einflusses auf die Feuchtigkeit und damit die Entflammbarkeit des brennbaren Materials von Bedeutung**. Bei starker Sonneneinstrahlung erwärmt sich besonntes Material deutlich rascher als die umgebende Luft und kann Feuchtigkeit an sie abgeben, selbst wenn die relative Luftfeuchtigkeit bereits hoch ist. Umgekehrt wird bei Temperaturen unter dem Gefrierpunkt viel Energie für das Schmelzen von Eis und Schnee verbraucht, wodurch das Erreichen der gewünschten Feuerintensität verzögert wird und das Feuer nur langsam und unzuverlässig brennt. Dies kann aber auch ein angestrebter Effekt sein, wenn besonders schonend gebrannt werden soll.

**Faktor Niederschlag und Bodenfeuchte**

Eine genaue Dokumentation der **Niederschläge**, die vor dem geplanten Brandtermin gefallen sind, ist wichtig, weil sie nicht nur die Entflammbarkeit des abzubrennenden Materials, sondern auch die **Durchfeuchtung der Streu und des Bodens** beeinflussen. Wade & Lunsford (1989) betonen, dass **ausreichende Bodenfeuchtigkeit** für ein schonendes Brennen **vor allem dann entscheidend ist, wenn abgestorbenes organisches Material an der Bodenoberfläche beseitigt werden soll, während gleichzeitig unterirdische Pflanzenteile (Wurzeln, Rhizome, Knollen etc.) sowie Bodenorganismen zu schonen und zu erhalten sind**. Eine genügende Bodenfeuchtigkeit spielt selbst dann eine Rolle, wenn mittels Feuer kahle Bodenstellen als Keimbetten geschaffen werden sollen. Auch in diesem Fall ist zum Schutz der Bodenorganismen nur eine dünne oberflächliche Bodenschicht der Feuereinwirkung auszusetzen, was am besten gelingt, wenn der Boden tief durchfeuchtet ist.

**Nach längeren Trockenperioden darf in terrestrischen Lebensräumen nur gebrannt werden, wenn in Tagen vor dem Brand mindestens 2-3 mm Regen gefallen sind. In feuchteren Perioden mit durchschnittlichen Niederschlägen kann auch schon nach geringeren Regenmengen gebrannt werden, speziell wenn plötzlich sonniges Wetter und günstige Winde einsetzen**. Auf schweren Tonböden ist zu beachten, dass es länger anhaltenden Regen braucht, um das Substrat ausreichend zu durchfeuchten. **Dauernd nasse oder überflutete Standorte sind vom unmittelbar gefallenen Niederschlag natürlich weniger abhängig**.

**Faktor Feuchtigkeitsgehalt des brennbaren Materials**

Wie bereits erwähnt, wird der **Feuchtigkeitsgehalt des abzubrennenden Materials von dessen Art und Konsistenz, von den gefallenen Niederschlägen sowie von der Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit bestimmt**. Für die Nadelstreu von Kiefernwäldern geben Wade & Lunsford (1989) gemessene Feuchtigkeitswerte von 10-20% als günstig für einen schonenden Feuereinsatz an. Unter 6-7% Feuchtegehalt besteht die Gefahr zu großer Hitze-Einwirkung auf Bodenorganismen und auf unterirdische Pflanzenteile. Bewegt sich der Feuchtgehalt auf die 30%-Schwelle zu, dann brennt die Nadelstreu zunehmend schlechter. Haben sich allerdings dicke Streuschichten angesammelt, so sollte eher bei Werten zwischen 20 und 25% gebrannt werden, da das Feuer unter diesen Umständen besser im Zaum zu halten ist. **Für andere Materialtypen gelten u.U. andere Grenzwerte, die am besten ortsspezifisch und im Rahmen der Erstellung der allgemeinen Brandvorschreibungen ermittelt werden sollten**. Der Feuchtigkeitsgehalt einer abzubrennenden Streuauflage sollte nicht nur an der Oberfläche gemessen werden, sondern auch in tieferen Schichten. Normalerweise steigt der Feuchtigkeitsgehalt mit zunehmender Tiefe an, es kann aber auch zu einer Umkehrung der Verhältnisse kommen, mit größerer Trockenheit in der Tiefe. Die kann z.B. nach einer längeren Trockenperiode und einem erst kurz vor dem Feuereinsatz aufgetretenen Regen-Ereignis der Fall sein, aber auch nach schwerem Taufall. Wird in solchen Situationen gebrannt, dann entstehen mitunter heftigere Brände als erwartet, bei denen das Feuer tiefer in den Boden brennt. **Das kann vor allem auf Torfböden fatale Folgen haben. Die dann unter Umständen ausbrechenden Torfbrände schwelen unterirdisch dahin, sind schwer bis gar nicht zu löschen und verursachen eine extreme Rauchentwicklung. Generell muss beim Feuereinsatz auf Torfböden mit größter Vorsicht vorgegangen werden**. Hier spielt eine ausreichende Durchfeuchtung bzw. sogar Durchnässung des Substrats, auf dem gebrannt wird, eine Schlüsselrolle. Der **Feuchtigkeitsgehalt des brennbaren Materials ist auch für den Umfang der Rauchentwicklung entscheidend**. Feuchtes Material verursacht wegen des freigesetzten Wasserdampfs besonders dichten, weißen Rauch.

**Faktor Stabilität der Atmosphäre**

Bei der Durchführung von kontrollierten Feuereinsätzen ist eine weitere meteorologische Größe zu beachten, die sogenannte **Mischungsschichthöhe** („mixing layer height“). Der Deutsche Wetterdienst definiert die Mischungsschichthöhe als „die Obergrenze des bodennahen Bereichs der Atmosphäre, in der Einflüsse der Bodenrauigkeit auf die Atmosphäre fühlbar sind, in der die Turbulenz eine wichtige Rolle spielt und atmosphärische Prozesse und Luftbestandteile innerhalb ca. 1 Stunde nach Störungen wieder einen Gleichgewichtszustand bzw. eine gleichmäßige Durchmischung erreicht haben. Die Mischungsschicht wird häufig an ihrem oberen Rand durch eine Temperaturinversion abgeschlossen (d.h. durch eine Schicht, in der die Temperatur mit der Höhe nicht wie gewöhnlich abnimmt, sondern zunimmt). Diese wirkt wie eine Sperre im atmosphärischen Austausch und kann den Transport von atmosphärischen Gasen und Partikeln aus der bodennahen Schicht in höhere Luftschichten wirksam einschränken. Die Mischungsschichthöhe ist daher eine fundamentale Größe in vielen Ausbreitungsrechnungen, die die Konzentration von atmosphärischen (Schad-)Stoffen stark beeinflusst. “ (Deutscher Wetterdienst 2024).

**Will man die Rauchbelastung durch ein kontrolliertes Feuer in Grenzen halten**, so empfehlen Wade & Lunsford (1989) bevorzugt zu brennen, wenn die **Mischungsschichthöhe oberhalb von 500 m liegt und wenn in der Mischungsschicht Winde von mindesten 15 km/h Stunde wehen** (Originalangaben in feet und Meilen/h, Umrechnungsergebnisse gerundet). Unter diesen Umständen kommt es zu einer raschen Verteilung und Verdünnung des entstehenden Rauches. Bei niedriger Mischungsschichthöhe bleibt der Rauch in Bodennähe und sinkt besonderes in den Abendstunden über kühleren Geländeteilen (z.B. feuchte Senken und Tälern) noch weiter ab, und kann dann zu erheblichen Belastungen führen.

Zu beachten ist beim kontrollierten Brennen auch das Ausmaß der **Turbulenzen in der Atmosphäre**. Stabile atmosphärische Verhältnisse sind einerseits günstig, weil sie konvektive Vertikalbewegungen der Luft dämpfen oder verunmöglichen, andererseits sollte es in der Mischungsschicht aber auch nicht windstill sein, da sonst die Rauchverteilung zu wünschen übriglässt. Sehr unstabile atmosphärische Verhältnisse mit ausgeprägten Aufwinden sind hingegen eindeutig gefährlich, weil die bei einem Feuer freiwerdende Hitze die konvektiven Aufwärtsbewegungen der Luft noch verstärkt und dadurch speziell über großen Bränden eigene Windsysteme entstehen können, die das Feuer weiter anfachen und leicht außer Kontrolle geraten lassen.

**Faktor Hangneigung**

Werden Hänge abgebrannt, so sollte dies **hangabwärts** geschehen, denn die Hangneigung beeinflusst das Feuerverhalten maßgeblich. Bei einer Hangneigung von 10° verdoppelt sich die Ausbreitungsgeschwindigkeit eines hangaufwärts brennenden Feuers gegenüber einem vergleichbaren Feuer auf ebener Fläche, ist der Hang 20° geneigt, so vervierfacht sie sich (Goldammer 1978).

### 4.2.4 Brandtechniken

Die Wahl der Brandtechnik hängt wesentlich von den Zielsetzungen und den örtlichen Rahmenbedingungen ab. Für die folgende Darstellung wird wieder auf Wade und Lunsford (1989) zurückgegriffen, die deutsche Terminologie beruht auf Goldammer (1978).

Nach ihrem Verhältnis zum Wind unterscheidet man drei Feuertypen: **Gegenwind-Feuer, Lauf- oder Mitwind-Feuer** sowie **Flankenfeuer**. Charakterisiert sind sie nicht nur durch ihre unterschiedliche Laufrichtung in Bezug auf den Wind, sondern auch durch ihre unterschiedliche Ausbreitungsgeschwindigkeit, die Breite der der Feuerfront, die Länge und Höhe der Flammen sowie durch die unterschiedliche Hitzeentwicklung. Die verschiedenen Feuertypen können separat, oder in Kombination miteinander eingesetzt werden, je nach räumlicher Anordnung der brennenden Zonen können dabei verschiedene Subtypen und Varianten unterschieden werden. Im Folgenden werden die einzelnen Feuertypen mit ihren Eigenschaften, Wirkungen, Anwendungsbereichen sowie Vor- und Nachteilen beschrieben.

Zum **Entzünden der Feuer** wird in den USA üblicherweise eine sogenannte **Drip-Torch** (wörtlich „Tropf-Fackel“) verwendet. Dabei handelt es sich um eine mit Brennstoff gefüllte Kanne mit Henkel und lang ausgezogenem Schnabel, an dessen Ende ein steuerbarer Zündmechanismus das dosiert heraustropfende Brennstoffgemisch entzündet. Die Kanne wird von einer Person in der Hand getragen. Die Person gießt im Gehen den sich entzündenden Brennstoff aus und erzeugt damit eine kontinuierliche Feuerlinie.



*Abb. 1. Drip Torch im Einsatz (U.S. Fish and Wildlife Service Southeast Region - Merritt Island Prescribed Fire Unit 1.2 January 2013 Uploaded by Albert Herring, Gemeinfrei, https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=29809052).*

Mit diesem Instrument können rasch lange Feuerlinien in der gewünschten räumlichen Anordnung gelegt werden.

In ausgedehnten, schwer zugänglichen Gebieten werden kontrollierte Feuer auch vom Hubschrauber aus gestartet. Dabei werden im Flug Ping-Pong Ball-große Kunststoffkugeln, die mit einem sich selbst entzündenden Chemikaliengemisch gefüllt sind, in das abzubrennende Gebiet geschossen. Auf diese Art ist es möglich, gleichzeitig auf großer Fläche Brände auszulösen. Allerdings besteht dabei auch die Gefahr, dass diese zu groß werden und außer Kontrolle geraten. Das Anlegen von kontrollierten Feuern am Boden ist wesentlich sicherer und ermöglicht ein präziseres Arbeiten und eine bessere Anpassung an kleinräumig unterschiedliche Geländeverhältnisse.

**Feuertyp: Gegenwindfeuer (Backing fire)**

Solche Feuer werden **hinter einer für das Feuer unüberwindbaren Barriere** (Gewässer, Straße, Brandschutzschneise, Pflugspur) **entzündet und laufen von dort ausgehend gegen den Wind in das abzubrennende Gebiet**. Gegenwindfeuer sind relativ **unabhängig von der Windgeschwindigkeit und bewegen sich relativ langsam (20-60 m/h), sie brauchen jedoch stetigen Wind, der immer aus derselben Richtung weht (ideal sind Windgeschwindigkeiten in Augenhöhe von 2-5 km/h)**. **Ihre aktiv brennende Zone ist schmaler, die Flammen schlagen weniger hoch und das Feuer entfaltet eine geringere Hitze**. Sie sind deshalb wesentlich **besser kontrollierbar** als andere Feuertypen, setzen aber die richtigen Windverhältnisse voraus. Auch ist für einen gleichmäßigen Fortschritt der Feuerfront ein durchgängiges Angebot an brennbarem Material nötig (geschlossene

Vegetationsdecke oder Streuschicht) − an kahlen Bodenstellen kommt das Feuer leicht zum Erliegen. Die langsam und niedrig brennenden Feuer geben zwar weniger Hitze nach oben ab, zum Schutz von Bodenorganismen sowie von Wurzeln, Rhizomen etc. ist einerseits ein höherer Feuchtigkeitsgehalt der Streuschicht nötig, andererseits wird das Aufrechthalten eines Gegenwindfeuers schon bei Feuchtigkeitsgehalten der Streu von 20% schwierig.

**Gegenwindfeuer sind der sicherste, am besten zu lenkende Feuertyp und werden deshalb am häufigsten eingesetzt**, sofern die Rahmenbedingungen passen und das Gegenwindfeuer die Erreichung der gesetzten Ziele ermöglicht. Wegen des relativ langsamen Vorrückens der Feuerfront verursachen Gegenwindfeuer jedoch einen höheren Zeit- und Personalaufwand. Gesteigert werden kann die **Effizienz des Feuereinsatzes, in dem zugleich mehrere, parallel zueinander verlaufende Feuerlinien im abzubrennenden Gebiet angelegt werden** (Abb. 2) Das Entzünden erfolgt gleichzeitig, hat aber zur Voraussetzung, dass im Gelände die entsprechenden Brandhindernisse (Schneisen, Kanäle, Gräben) vorhanden sind, die zum Starten von Gegenwindfeuern nötig sind. Fehlen diese Hindernisse, oder sind sie zu wenig wirksam, dann kann aus einem Gegenwindfeuer rasch ein gefährlicheres Mitwind-Feuer werden. In amerikanischen Wirtschaftswäldern, in denen mittels Gegenwindfeuern kontrolliert gebrannt wird, werden deshalb in Abständen von 100-300 Metern Pflugspuren gezogen, die mit ihrem offenen Boden als Brandhindernisse dienen (Abb. 2). Die einzelnen Feuerlinien werden auf der windzugewandten Seite dieser Pflugspuren gelegt. In Schutzgebieten, in denen einschneidende Geländeveränderungen verboten sind, können solche künstlichen Brandhindernisse natürlich nicht angelegt werden. Hier muss mit natürlichen oder bereits vorhandenen künstlichen Barrieren gearbeitet werden. Soll das Entzünden mehrerer, parallel zueinander verlaufender Feuerlinen zu Fuß erfolgen, **so setzt dies natürlich voraus, dass die Flächen zumindest entlang der Brandschutzschneisen begehbar sind**.

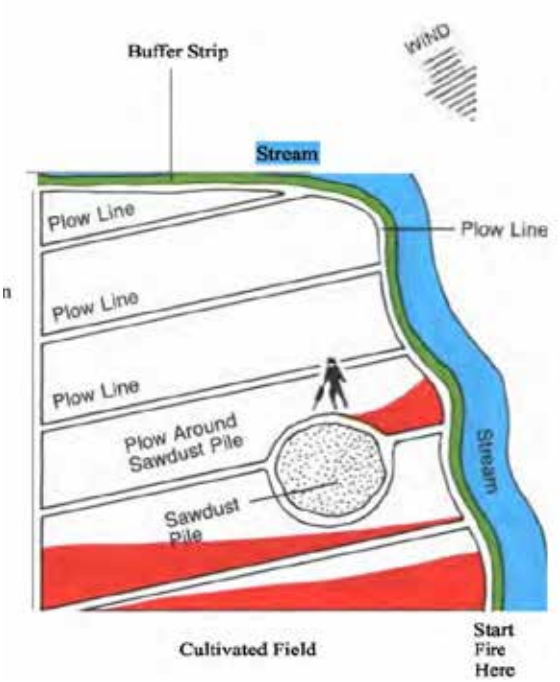



*Abb. 2: Gegenwindfeuer (aus Wade und Lundsholm 1989). Rot: aktuell brennende Zone, Grün: Pufferstreifen, Blau: Gewässer; plow line= Pflugspur. Das Feuer wird am windabgewandten Ende des abzubrennenden Gebiets, auf der windzugewandten Seite einer hier verlaufenden Brandschutzschneise gelegt und brennt gegen den Wind in das Gebiet hinein.*

**Feuertyp: Lauf- oder Mitwindfeuer (heading fire)**

**Lauf- oder Mitwindfeuer laufen mit dem Wind**. Ihre **Ausbreitungsgeschwindigkeit ist hoch** (200-400 m/h), die **Breite der Feuerfront** ist **größe**r und **die Flammen schlagen deutlich höher**, als bei einem Gegenwindfeuer. **Lauffeuer entfalten mehr Hitze**, vor allem in größerer Höhe über dem Erdboden. Sie sind **unempfindlicher gegenüber Schwankungen der Windstärke und Windrichtung**, sie funktionieren noch bei Richtungsschwankungen des Windes bis 45° und es genügen relativ schwache Winde (2-3 km/h) um sie in Gang zu halten. Mitwindfeuer können bei höherer relativer Luftfeuchtigkeit (bis zu 60%) und größerem Feuchtigkeitsgehalt des brennbaren Materials (bis zu 25%) eingesetzt werden. Wo es darum geht, höherwüchsige Vegetation (Buschwerk etc.) abzubrennen, sind sie oft effizienter als Gegenwindfeuer. **Bodennahe Streuschichten werden hingegen von rasch voranschreitenden Mitwindfeuern unter Umständen nicht vollständig erfasst**. Ihr Hauptvorteil liegt in der Möglichkeit, zeitsparend große Flächen abzubrennen. **Allerdings sind sie auch viel schwerer zu kontrollieren als Gegenwindfeuer.** Ein rasch dahinfegendes Mitwindfeuer kann sehr rasch sehr viel Energie aufbauen und dann Brandschutzschneisen überspringen oder starke konvektive Luftströmungen erzeugen, die das Feuer noch weiter anfachen und außer Kontrolle geraten lassen. **Mitwindfeuer sind deshalb potenziell viel gefährlicher als Gegenwindfeuer**. Eine unerlässliche Sicherheitsmaßnahme ist es, sie gegen eine unüberwindliche Barriere laufen zu lassen. Diese muss noch vor Entzünden des Lauffeuers geschaffen werden, etwa in dem mittels eines Gegenwindfeuers eine ausreichend

breite Schneise am windabgewandten Ende des abzubrennenden Geländes geschaffen wird, auf der es beim Eintreffen des Lauffeuers kein brennbares Material mehr gibt.

Ein Weg, um zu verhindern, dass ein Lauffeuer zu viel Energie entwickelt, ist es, ein sogenanntes **Streifen-Lauffeuer (strip heading fire)** anzulegen. Dabei werden nacheinander mehrere Feuerlinien quer zur Windrichtung gelegt, in Abständen von 20-60 m. Die einzelnen Feuerfronten laufen sich dann tot, wenn sie das von der benachbarten Feuerlinie bereits abgebrannte Gelände erreichen, sodass das Feuer insgesamt nirgends allzu großen Schwung aufnehmen kann (Abb. 3). Begonnen wird mit einem Streifen-Lauffeuer am unteren (windabgewandten) Teil des Gebiets, dessen äußerer Rand zuvor durch Anlage einer Brandschutzschneise gesichert wurde. **Erfolgt das Legen eines Streifen-Lauffeuers zu Fuß, so setzt dies natürlich voraus, dass die gesamte abzubrennende Fläche begangen werden kann**.

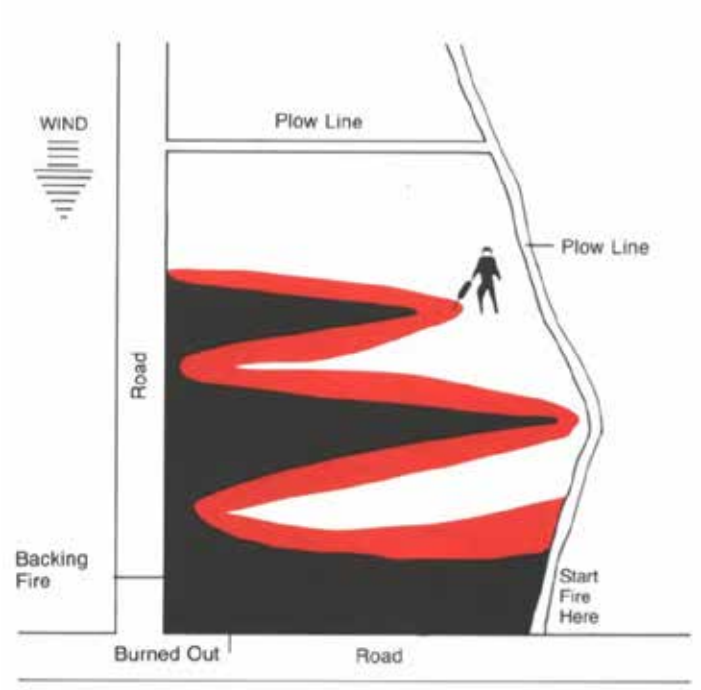



*Abb. 3: Streifen-Lauffeuer (aus Wade & Lunsford 1989): Rot: aktuell brennende Fläche, Schwarz: bereits abgebrannte Fläche.*

**Flankenfeuer (flanking fire)**

Bei einem **Flankenfeuer** werden **parallel zueinander verlaufende Feuerlinien in den Wind gelegt**, von diesen Linien **breitet sich das Feuer dann im rechten Winkel zur Windrichtung aus** (Abb. 4). Von der Feuerintensität liegt ein Flankenfeuer zwischen einem Gegenwind- und einem Lauffeuer. Es wird meist dazu verwendet, die Flanken eines Streifenlauffeuers oder eines Gegenwindfeuers abzusichern, bzw. das letztere zu unterstützen, falls es besonders langsam brennt. Seine Vorteile liegen darin, dass es nur **wenige Brandschutzschneisen** braucht und dass damit relativ rasch größere Flächen abgebrannt werden können. Auch

werden bei einem Flankenfeuer nicht die hohen Temperaturen eines (Streifen-)Lauffeuers erreicht. Seine Nachteile bestehen allerdings darin, dass es **keine Schwankungen der Windrichtung verträgt** und dass es **sicherheitstechnisch schwieriger zu handhaben** ist, weil die das Feuer legende Mannschaft sehr gut koordiniert handeln muss, speziell in unübersichtlichem Gelände. Auch verlangt diese Brandtechnik eine gute Begehbarkeit des Geländes. Zum Einsatz eines Flankenfeuers bedarf es zudem besonders guter Kenntnisse des Feuerverhaltens. Wie bei den anderen Brandtechniken ist es auch beim Flankenfeuer wichtig, die Brandschutzschneise am windabgewandten Ende der Fläche zuerst herzustellen, und auch für die Absicherung zu den Seiten hin zu sorgen.

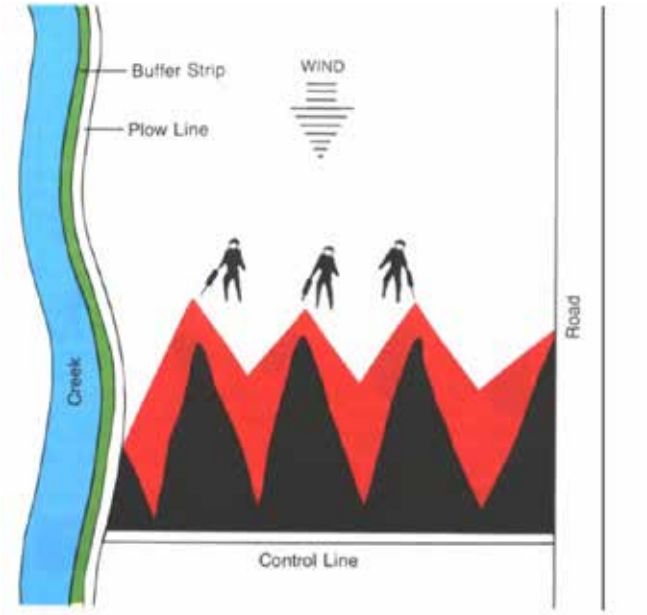



*Abb. 4: Flankenfeuer (aus Wade & Lunsford 1989)*

**Punktfeuer (point source fire)**

Bei einem **Punktfeuer** wird der windabgewandte Rand des Geländes zuerst durch ein Gegenwindfeuer abgesichert, **dann werden nach und nach in Windrichtung punktförmige Feuer entzündet, die sich nach allen Seiten ausbreiten, bis sie schließlich aufeinandertreffen und erlöschen, weil alles brennbare Material verbraucht ist**. (Abb. 5) Die besondere Kunst bei dieser Brandtechnik ist es, den **Abstand zwischen den Punkten** einerseits so zu wählen, dass die Feuer nicht zu viel Energie entwickeln, bevor sie aufeinandertreffen. Anderseits dürfen die Punkte auch nicht so nahe bei einander liegen, dass sie sich bald zu linienartigen Feuerfronten vereinigen. **Durch geschicktes Variieren der Abstände zwischen den Punkten, bzw. des Zeitpunkts, an dem die Punkte entzündet werden, lässt sich das Brandgeschehen bis zu einem gewissen Grad steuern.** Die Anwendung dieser Technik **verlangt aber besonders viel Erfahrung und gute Kenntnisse des Feuerverhaltens.** Zu beachten ist auch, dass viele gleichzeitig brennende Punkte ähnlich gefährliche konvektive Luftbewegungen erzeugen können, wie große zusammenhängende

Brände. Die Windgeschwindigkeit beim Einsatz von Punktfeuern sollte eher gering sein (1-3 km/h), die Windrichtung darf variieren. Die Streu sollte mindestens 15% Feuchtigkeit aufweisen. Beim Brennen mit Punktfeuern treten Verhältnisse auf, die mehr jenen von Lauf- und Flankenfeuern ähneln, als den von Gegenwindfeuern. Werden Punktfeuer vom Boden aus gelegt, so muss **das Gelände gut begehbar sein**. Punktfeuer werden oft aber auch verwendet, **wenn ein Gebiet von der Luft aus in Brand gesetzt werden soll.**

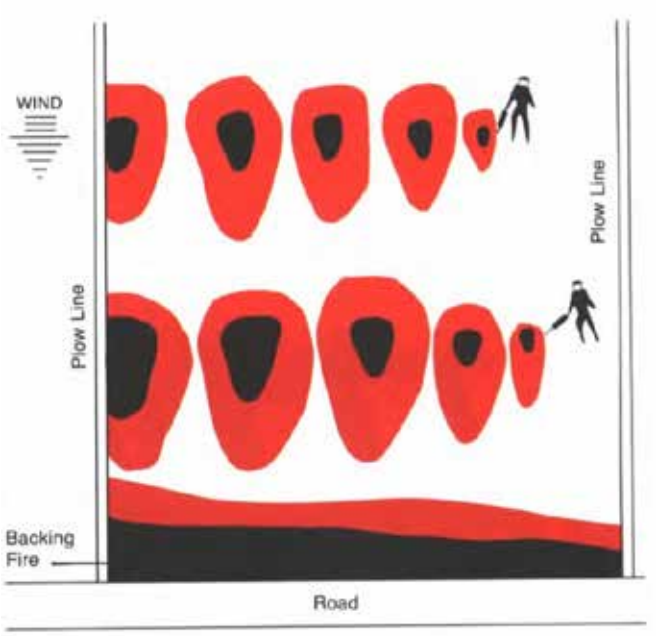



*Abb. 5: Punktfeuer (aus Wade & Lunsford 1989)*

Zwei weitere Brandtechniken, die von Goldammer (1978) erwähnt werden – das **Ringfeuer** und das **Sternfeuer** sollen hier nicht näher besprochen werden, da sie nur in Sondersituationen eingesetzt werden. Ringfeuer werden beim Abbrennen von Schlagabraum verwendet, Sternfeuer beim abwärts Brennen von Hängen rings um eine Bergkuppe.

### 4.2.5 Rauch-Management

Um die Umweltbelastungen durch Rauch möglichst gering zu halten, **sollte nur bei Witterungsbedingungen gebrannt werden, die eine rasche Verteilung und Verdünnung des Rauchs gewährleisten.** Allerdings sind diejenigen Situationen, die diesbezüglich am günstigsten wären (hochliegende Mischungschichthöhe, starke Winde) nicht identisch mit jenen, die ein sicheres kontrolliertes Brennen erlauben, hier müssen zwecks Kontrollierbarkeit der Feuer Kompromisse eingegangen werden. Die genaue Beobachtung des Wetters ist jedenfalls auch für das Rauchmanagement entscheidend**. Neutrale bis leicht instabile atmosphärische Verhältnisse sind am günstigen, in Situationen mit stagnierenden oder turbulenten Luftmassen darf nicht gebrannt werden.** Grundsätzlich sollte ein **Brennen in den Abendstunden oder in der Nacht vermieden** werden, da sich der Rauch bei zunehmender Abkühlung der Atmosphäre und des Erdbodens in Bodennähe verlagert. Auch

nach dem Ende des Brandes kann Rauch noch länger in der Luft bleiben und zum Abend hin absinken. Kontrollierte Brände sollten deshalb rechtzeitig am Nachmittag beendet werde, Wade und Lunsford (1989) schlagen einen Puffer von 3 Stunden vor Sonnenuntergang vor.

Wichtig ist es, bereits vorab **rauchsensitive Zonen** (Siedlungen, Verkehrswege, Flugplätze etc.) zu identifizieren und die Brandflächen so zu planen und anzulegen, dass diese Zonen möglichst wenig beeinträchtigt werden. In der Vorbereitungsphase eines Brandes sollte eine Karte der sensitiven Gebiete erstellt werden und Windrichtungsszenarien ausgearbeitet werden in denen die Belastung von zusätzlichen Gebieten bei plötzlichen Richtungsänderungen erfasst wird. **Die Rauchentwicklung ist bei verschiedenen Typen brennbaren Materials unterschiedlich und damit auch die Reichweite potenzieller Belastungen.** In den allgemeinen Brandvorschreibungen für ein Gebiet sollten die Materialeigenschaften bezüglich Rauchentwicklung berücksichtigt werden und daraus die mögliche Reichweite und die nötigen Sicherheitsabstände abgeleitet werden. Mit besonderer Vorsicht ist beim Brennen auf torfigen Substraten vorzugehen, damit keine schwer löschbaren und rauchintensiven Torfbrände entstehen.

Ein kontrollierter Feuereinsatz sollte auch in Hinblick auf die Rauchentwicklung mit Behörden, Grundbesitzer und Anrainern abgestimmt werden. Der Faktor Rauchentwicklung muss in **Notfallpläne** (Straßensperren etc.) und in die **Definition von Abbruchs-Szenarien** einfließen. Vorausschauende Risiko-Minimierung ist auch in puncto Rauchentwicklung wesentlich, sie kann und sollte die technischen Details der Durchführung, wie zum Beispiel die Wahl des Feuertyps beeinflussen− so entwickeln beispielsweise Gegenwindfeuer meist deutlich weniger Rauch, als andere Feuertypen.

Umfassende Informationen zum Rauch-Management finden sich in Campbell et al. (2020).

### 4.2.6 Planung, Organisation und Logistik

Die Handbücher zum kontrollierten Brennen (Wade & Lunsford 1989, Boby et al. 2023) liefern **umfangreiche Anleitungen und Checklisten zur Vorbereitung und Durchführung von Einsätzen**, die hier nicht im Detail referiert werden sollen, es wird im Folgenden nur auf die wichtigsten Punkte hingewiesen.

Grundsätzlich braucht es für den Einsatz von kontrolliertem Feuer **regions- und lebensraumspezifische Brandvorschreibungen**, die anhand der lokalen Wetterverhältnisse, der zu behandelnden Lebensräume und Vegetationtypen, der Rechtslage sowie der Topgraphie, Siedlungs- und Verkehrsgeopgraphie allgemeine Vorgaben darüber machen, **wie, wann und wo zu brennen** ist, bzw. **unter welchen Umständen Brandmanagement nicht erfolgen darf**. Diese allgemeinen Vorgaben sind über mehrere Jahre gültig und geben den Rahmen für das kontrollierte Brennen in einer Region vor.

Aufbauend auf diesen allgemeinen Vorgaben muss für jeden konkreten Brandeinsatz **ein konkreter schriftlicher Plan** erstellt werden, der die **Ziele des Vorhabens**, die **einzusetzenden Brandtechniken**, die zu treffenden **Vorbereitungen** und **Sicherheitsmaßnahmen**, das **Rauchmanagement**, den **zeitlichen und räumlichen Ablauf**, die **Aufräumarbeiten** nach dem Brand sowie seine **abschließende Evaluierung** enthält. Zu den wesentlichen Bestandteilen des Plans gehören auch die **Einholung von Genehmigungen** ebenso wie die **Abstimmung mit den Betroffenen** (Grundeigentümer, Anrainer), **Details der Zusammenarbeit mit den Einsatzkräften** sowie die begleitende **Informations- und Öffentlichkeitsarbeit**. Wesentlich ist auch die **Erarbeitung von Notfallplänen für unerwartete Situationen sowie von Alternativ-, Ausstiegs- und Abbruch-Szenarien**. Beides muss im Plan unmissverständlich dargestellt werden.

**Der Plan sollte unbedingt auch eine Karte enthalten**, die das abzubrennende Gebiet und seine naturräumliche Ausstattung, alle nötigen räumlichen Informationen zum Ablauf der Aktion, die Lage der Brandschutzschneisen sowie alle zu schützende Strukturen, Einrichtungen und rauchsensitive Zonen zeigt.

**Wie bei allen heiklen Vorhaben müssen in den agierenden Teams vorab die Verantwortlichkeiten und Zuständigkeit zweifelsfrei geklärt sein und es müssen klare Kommandostrukturen bestehen**. Die Leitung des Einsatzes muss in den Händen geschulter und möglichst erfahrener Personen liegen. Der Einsatzleiter /die Einsatzleiterin **(„burn boss“) spielt ein Schlüsselrolle bei der Planung und Abwicklung jeglicher Brandaktion.**

Die zitierten Handbücher zum prescribed burning (Wade & Lunsford 1989, Boby et al. 2023) enthalten ausführliche **Formulare und Checklisten**, die bei der Planung und Abwicklung einer kontrollierten Brandaktion **unbedingt verwendet werden** sollten. Auf den ersten Blick mögen diese Formulare und Listen unnötig bürokratisch erscheinen, wegen der Komplexität der Vorhaben und im Sinn eines geordneten und sicheren Ablaufs der Einsätze kann aber nicht auf sie verzichtet werden. **Da sie allerdings auf die spezifisch amerikanische Situation zugeschnitten sind, müssen sie für die Umsetzung in Österreich erst adaptiert werden. Dies sollte im Rahmen der Ausarbeitung der allgemeinen Brandvorschreibungen geschehen.**

## 4.3 Internationale Erfahrungen mit kontrolliertem Feuereinsatz in Schilfbeständen

### 4.3.1 Nordamerikanische Erfahrungen

Wie schon eingangs erwähnt, war die Literaturrecherche zum kontrollierten Feuereinsatz in Schilfgebieten insgesamt nicht allzu ergiebig. Dies geht auch aus den einschlägigen Übersichten hervor (Valkama et al. 2008, Taylor et al. 2021), die nur relativ wenige Titel zu diesem Thema nennen. **Angesichts der umfangreichen Brandmanagement-Literatur in**

**den USA und der Tatsache, dass *Phragmites australis* als beinahe kosmopolitische Art auch in Nordamerika vorkommt**, würde man erwarten, dass **es dort auch wissenschaftliche Arbeiten zum Thema Feuer und Schilf gibt**. Dies ist tatsächlich der Fall, wobei sich allerdings selbst in den feuergeprägten Landschaften der USA die Erkenntnis, dass Feuer ein wichtiger gestaltender ökologischer Faktor *auch in Feuchtgebieten* sein kann, erst seit relativ kurzem durchsetzt (Bisson et al. 2003, Osborne et al. 2012**). In Bezug auf das Schilf besteht in Nordamerika allerdings insofern eine besondere Situation, als hier sowohl autochthone Genotypen *von Phragmites australis* vorkommen, als auch eingeschleppte Klone europäischer Herkunft** (Lambertini et al. 2006, Lambertini et al. 2012). **Erstere sind nur regional verbreitet und spielen in der Feuchtgebietsvegetation nach europäischen Maßstäben eine überraschend geringe Rolle, letztere verhalten sich als überaus aggressive invasive Neophyten** (Saltonstall 2002). Sie bilden große monodominante Bestände aus, unterdrücken die einheimische Vegetation, verändern lokale feuchtgebietstypische Prozesse und bringen obendrein die autochthonen Schilfgenotypen zum Aussterben. **Dementsprechend fokussiert ein Großteil der amerikanischen Schilfliteratur auf Fragen der Kontrolle und Zurückdrängung der invasiven Genotypen.** Dabei kommt auch Feuer zum Einsatz, wie die umfassenden Übersichten von Gucker (2008) sowie Hazelton et al. (2014) zeigen. **Allerdings geschieht dies fast ausschließlich unter dem Aspekt der Bekämpfung und Zerstörung von Schilfbeständen** (Hazelton et al. l.c.). **Verjüngung des Schilfs, Förderung seines Wachstums und das Verlangsamen von Sukzessionsprozessen, wie sie am Neusiedler See beabsichtigt sind, werden meist nicht thematisiert**.

Dennoch enthalten viele amerikanische Artikel in Bezug auf diese Zielsetzungen nützliche Informationen. Im Folgenden werden auf Grundlage der Zusammenstellung von Gucker (2008) die für ein pflegliches Brandmanagement relevantesten Aussagen wiedergegeben. Zitiert werden dabei auch die von diesem Autor angegebenen Originalquellen, von denen viele leider der schwer zugänglichen „grauen Literatur“ zuzurechnen sind, bzw. aus anderen Gründen nicht verfügbar waren. Artikel, die nicht direkt konsultiert werden konnten, sind mit * gekennzeichnet.

Brände werden in amerikanischen Schilfgebieten aufgrund historischer Erfahrungen nicht nur als anthropogene, sondern durchaus auch als **natürliche Störungen** betrachtet, die so wie Beweidung, Stürme und Eisschur die Dichte und Ausdehnung der Bestände für kürzere oder längere Zeit beeinflussen können (Gucker 2008). **Feuer ist dabei im Normallfall eine Störung, die nur die oberirdischen Teile der Schilfpflanze beseitigt** (im Winterhalbjahr die abgestorbenen, blattlosen Halme, die Knickschicht und die angesammelte Streu aus den Vorjahren, im Sommerhalbjahr zusätzlich noch die grünen, voll entwickelten und beblätterten Halme). Nach einem Brand in der Vegetationszeit wachsen frische Schilfsprosse unter

Umständen schon nach 5 Tagen wieder heran (Ward 1968*). Dies hat damit zu tun, dass **Feuer die Knospenruhe der (Reserve)-Knospen bricht**, die an den Rhizomknoten sitzen und bei Ausfall des grünen Sprosses aktiviert werden können (Haslam 1969). Die brandbedingte Mortalität von Schilfknospen erwies sich in einem näher untersuchten Fall in der Delta Marsh, Manitoba, als minimal (Greenall 1995). **Nur wenn auf torfreichem und trockenem Boden heiße Feuer tief ins Substrat hineinbrennen, werden Rhizome und Knospen derart geschädigt**, dass die Dichte und Stärke der später aufwachsenden Halme entweder stark verringert ist, oder sich das Schilf nur langsam von dem Brand erholt (Kruse & Higgins 1998*). Eine Wiederbesiedlung solch ausgebrannter Flächen ist von benachbarten Gebieten mit ungestörten Rhizomen aus möglich, seltener auch durch anfliegende Samen. An den **feuchten und nassen** Standorten, an denen Schilf vorwiegend wächst**, überschreiten die Bodentemperaturen während eines oberflächlichen Feuers allerdings nur selten die kritische Schwelle, ab der unterirdische Organe Schaden nehmen** (Smith 1942*, Ward 1968*, Smith 1983*, Greenall 1995). In einer Studie, bei der in Utah im September bei Tageshöchsttemperaturen von 28°C, einem Taupunkt von 5°C und Windgeschwindigkeiten von 17 km/h gebrannt wurde, erreichten die Bodentemperaturen unter dem Feuer in ca. 25 cm Tiefe 48°C, in 8 cm 104° C, in 3 cm 152° C und in 0,5 cm 204° C. Letale Bodentemperaturen wurden also nur oberflächennah erreicht, wobei zu betonen ist, dass der konkrete Standort zur Vorbereitung des Brennens über Monate hinweg entwässert wurde und nur mehr in tieferen Mulden nass, bzw. überschwemmt war (Smith 1983*). Der Rhizomfilz unter einem vitalen Schilfbestand reicht meist wesentlich tiefer als die 25 cm, in denen in Utah gerade noch kritische Temperaturen auftraten.

Einige Studien haben gezeigt, dass sich die Ausdehnung, die Dichte und die Biomasse von Schilfbeständen **zwei bis drei Jahre nach einem (einmaligen) Brand wieder den Verhältnissen vor dem Feuer angeglichen hatte** (Ward 1968*, Ailes 1993*). Mehrfach wurde auch festgestellt, dass **abgebrannte Flächen höhere Schilf-Dichten aufweisen, als unbehandelte** (Thompson & Shay 1985, Greenall 1995). **Geringere Dichten** wurden an Standorten festgestellt, an denen **im Sommer gebrannt wurde**, allerdings dürfte der **Rückgang auch hier nur vorübergehend** gewesen sein (Ward 1968*, Cross 1983*). Was nach Gucker (2008) allerdings zu **fehlen** scheint, sind Studien über die **Auswirkungen von** öfters **wiederholten Bränden**. Dass die **Halmdichte und die oberirdische Biomasse in gebrannten Schilfbeständen höher war, als in unbehandelten und dass hier das Schilfwachstum und die Reproduktion früher einsetzten** wurde bei Untersuchungen in der Delta Marsh in Manitoba (Greenall 1995) **auf die Beseitigung des gesamten oberirdischen Materials zurückgeführt**. Der Brand hatte hier nur geschwärzten Boden hinterlassen, allerdings bei guter Durchnässung und so gut wie keinem Abbau oberflächlicher Bodenschichten. Auf den benachbarten, **ungebrannten Flächen standen dagegen dichte,**

**bis zu 2 m hohe Halme aus dem Vorjahr und eine verdämmende, 50 cm hohe Streuschicht aus älteren, umgeknickten Halmen** (Greenall 1995). Auch ältere Untersuchungen in der Delta Marsh (Thompson 1981*, Thompson & Shay 1985 und 1989*). belegen eine **bis zu 5 mal größere Dichte von Schilfhalmen auf gebrannten Flächen** und führen diese auf die fast **vollständige Entfernung des Altschilfs zurück**. Die durchwegs höheren Halmdichten auf gebrannten Flächen gingen aber gleichzeitig auch mit einer **Verringerung der Halmlängen** einher, und zwar **unabhängig von der Jahreszeit**, in der gebrannt worden war. Je nach dem Zeitpunkt des Brandes wurde hingegen im darauffolgenden Jahr entweder eine signifikante Steigerung (Frühlingsfeuer), eine Verringerung Sommerfeuer) oder ein Gleichbleiben (Herbstfeuer) der Biomasse konstatiert. Der Anteil, die Dichte und die Biomasse blühender Schilfpflanzen war nach Sommer- und Herbstfeuern gegenüber ungebrannten Flächen reduziert, nach Frühlingsbränden blieb sie gleich. Dass Sommerfeuer zu einer Erhöhung der Pflanzen-Diversität auf den gebrannten Flächen führten, überrascht nicht, da die **Konkurrenzkraft des Schilfs durch die zu dieser Jahreszeit störungsintensiveren Brände offenbar soweit geschwächt wird, dass im Schilfbestand auch andere Arten aufkommen können**. **Sommerfeuer**, die **während Trockenperioden, bzw. in trockengelegten Teilen des Bestandes brannten, führten zu einer sichtbar verringerten Vitalität des Bestandes**, sowohl was die Halmlänge, als auch die -dichte betrifft. Hingegen gab es nach einem Novemberbrand in schilfbestanden Dünentälern in Virginia schon nach zwei Jahren keinen Unterschied mehr zwischen abgebrannten und unversehrt gebliebenen Flächen (Ailes 1993*). **Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Resilienz von Schilfbeständen gegenüber Feuern groß ist, vor allem, wenn man in Rechnung stellt, dass die oben referierten Brände zur Schilfbekämpfung gelegt wurden und daher am Beginn, gegen Ende oder mitten in der Vegetationszeit stattfanden**. Die vielfach auch unter diesen Umständen beobachtete Stimulierung des Schilfwachstums durch Feuer beruht in erster Linie auf der Beseitigung der Lichtkonkurrenz durch das tote Altschilf aus den Vorjahren.

In Hinblick auf den **Einsatz von kontrolliertem Feuer** betont Gucker (2008) − ohne weitere Quellenangaben und ohne konkrete Messwerte zu nennen − dass **Schilfbestände in den meisten Fällen unschwer abzubrennen sind: das meist reichlich vorhandene brennbare Material ist leicht zu entzünden, die Feuer breiten sich besonders mit dem Wind rasch aus und brennen dann auch recht heiß**. Schwieriger wir das **Unterhalten einer kontinuierlichen Feuerfront nur, wenn eine durchgängige Streuschicht aus älteren Halmen fehlt, bzw. die stehenden Halme ungleichmäßig verteilt sind und der Bestand durch Blänken gegliedert ist**. Im **Vorjahr gebrannte Flächen sind deutlich schwerer abzubrennen,** als reichlich mit stehendem, geknickten und liegendem Altschilf durchsetzte Bestände. Der Schilfnachwuchs auf Brandflächen war nach Aussagen von Schlichtemeier

(1967*) „nicht annähernd so leicht zu entzünden, wie das Altschilf, selbst wenn die Flamme direkt auf ihn gerichtet wurde“. **Schilfbestände** mit ausreichenden und gleichmäßig verteiltem brennbarem Material **brennen auch in überflutetem Zustand** gut, wirksame Brandschneisen (engl. „firelines“) können dann einfach durch Niederwalzen des Schilfs an den gewünschten Stellen, als sogenannte **„wetlines“** geschaffen werden (Boone 1987*).

Gucker (2008) weist auf **besondere Herausforderungen hin**, die sich beim kontrollierten Brennen von Schilfflächen ergeben. Feuer in Feuchtgebieten kann **heftige Aufwinde** verursachen, die Glut, bzw. brennende Pflanzenteile hochschleudern und über große Flächen verteilen, wodurch **abseits der aktiven Feuerfront weitere Brandherde entstehen können** („spot fires“) (Robertson 1997*, Tu et al. 2001*). Brandschneisen müssen in Schilfgebieten womöglich breiter sein als, als in terrestrischen Habitaten. Gucker erwähnt schließlich auch noch die unter Umständen **eingeschränkte Begeh- und Befahrbarkeit von Schilfgebieten als Schwierigkeit bei der Umsetzung kontrollierter Feuereinsätze**.

Mit den eben referierten Aussagen aus amerikanischen Publikationen, die trotz ihrer Schwerpunktsetzung in der Schilfbekämpfung von Wert für ein europäisches, auf Schilfförderung und -verjüngung ausgerichtetes Brandmanagement sein können, endet die Ergiebigkeit der einschlägigen Literatur. Auch wenn sich in jüngster Zeit in Amerika die Stimmen mehren, die ein Überdenken des bisherigen, prinzipiell nur auf Bekämpfung ausgerichteten Umgangs mit dem Schilf fordern (Kiviat 2006, Hazelton, 2014, Blizzard 2023), **kann von Anleitungen zum pfleglichen Einsatz von Feuer im Management von Schilfbeständen in der amerikanischen Literatur noch keine Rede sein. Damit fällt in Bezug auf das Schilf leider die Möglichkeit weg, die in ansonsten überaus differenzierten amerikanischen Brandmanagementtechniken einfach zu übernehmen oder zu kopieren.**

### 4.3.2 Europäische Literatur zum Schilfmanagement in Allgemeinen und zum Brandmanagement im Besonderen

Was haben in dieser Situation die einschlägigen **europäischen Quellen zu bieten? Brände in Schilfgebieten** werden aus Naturschutzsicht in Europa als **rein anthropogene Eingriffe gesehen** und meist als **aktueller oder früherer Bestandteil wirtschaftlicher Schilfnutzung betrachtet**. Ob Feuer in Schilfgebieten ein natürlicher Faktor sein könnte, wird im Unterschied zu Amerika nicht einmal ansatzweise diskutiert und es gibt dazu auch keine Untersuchungen. Dieser **Fokus auf Feuer als anthropogene Störung**, bzw. als **Bestandteil wirtschaftlicher Nutzung** beeinflusst indirekt auch die Fragestellungen der Untersuchungen. Sehr oft geht es darum, **die Auswirkungen von Mahd und Brand** (oft undifferenziert unter „Nutzung“ bzw. „Management“ zusammengefasst und in einem behandelt) **auf verschiedene schilfbewohnende Organismengruppen zu dokumentieren und sie mit jenen von**

**Nichteingriffs-Szenarien zu vergleichen**. Die Fragestellungen kreisen vielfach also nur um die **Unterschiede zwischen Eingreifen versus Nichtstun** sowie um die daraus abzuleitenden Forderungen des Naturschutzes. Nur selten geht es darum, den Wert von Feuer als Naturschutzinstrument zu untersuchen. Selbst in diesen Fällen wird **den verschiedenen Feuertypen und den möglichen Varianten des Brennens** keine Aufmerksamkeit gewidmet. Feuer wird als Feuer gesehen und nicht als komplexes, differenziertes und weiter entwickelbares Management-Instrument. **Anhaltspunkte dafür, wie ein schonendes Brandmanagement im Schilf im Einzelnen zu gestalten wäre, müssen also aus den verfügbaren Untersuchungen zusammengesucht werden.**

**Wirkungen auf die Schilfpflanze und auf Schilfbestände**

Was die **Wirkungen von Brand und Schilfmahd auf die Schilfpflanze, bzw. Schilfbestände** als Ganzes betrifft, liefert Engloner (2009) eine gute Zusammenfassung, die hier wiedergegeben werden soll, ergänzt um die Ergebnisse der Meta-Analyse von Valkama et al. (2008), um Angaben von Packer et al. (2017) sowie um Literatur aus dem Neusiedler See-Gebiet. Demnach führen im Vergleich zu unbehandelten Flächen **sowohl Mahd als auch Brand zu einer erhöhten Dichte des nachwachsenden Schilfs** (Buttler 1992, Cowie 1992, Granéli 1989, Ingram et al. 1980, Ostendorp 1991, 1995 und 1999, Sieghardt & Maier 1985, Valkama et al. 2008, Warren et al. 2001). Zugleich wird durch die Eingriffe aber die **Halmlänge reduziert** (Ingram et al. 1980, Mochnacka-Lawacz 1974, Sieghardt & Maier 1985, Ostendorp 1999, Warren et al. 2001). Valkama et al. 2008 betonen allerdings, dass die **Halmlänge** ihren Analysen zufolge **nur durch Brand signifikant abnimmt**, **nicht aber durch Mahd**. Nicht ganz eindeutig sind die Verhältnisse auch bei der Halmstärke. Eine **Abnahme der Halmstärke** wird von Buttler (1992), Mochnacka-Lawacz (1974) und Ostendorp (1995) konstatiert, während die Analyse einer größeren Zahl von Auswertungen durch Valkama et al. 2008 **ergab, dass die Halmstärke durch Eingriffe nicht verändert wird**. Cowie (1992) berichtet sogar von größeren Halmlängen und -stärken. **Unverändert** bleibt nach Valkama et al. (2008) die **Biomasse des nachwachsenden Schilfs,** und zwar unabhängig von der Art des Eingriffs. Hier sei allerdings an die amerikanischen Untersuchungen von Thompson & Shay (1985) sowie Shay et al. (1987) erinnert, die zeigen konnten, dass die **Jahreszeit, in der gebrannt wird, Einfluss auf die Biomasse des Nachwuchses hat**. Nach Sommerfeuern war die Biomasse reduziert, nach Frühlingsfeuern erhöht und nach Bränden im Herbst nicht merklich verändert, bei durchwegs stark gestiegener Halmdichte. Auch nach europäischen Untersuchungen spielt die **Jahreszeit bei Eingriffen** eine Rolle. Weisner & Granéli (1989) sowie Asaeda (2006) stellten beim Schilfnachwuchs eine signifikante **Reduktion von Biomasse und Halmidchte** nach einer **Mahd** im Juni fest, wenn im Juli und August gemäht worden waren keine signifikanten Effekte mehr zu beobachten. Eine **Wintermahd hat**

**hingegen** nach Granéli (1990) **überhaupt keinen negativen, bzw. sogar einen förderlichen Einfluss auch den Nachwuchs**. Die Unterschiede zwischen den Eingriffszeitpunkten können unschwer mit dem **jahreszeitlichen Muster der Nährstoffverlagerung** innerhalb der Schilfpflanze erklärt werden. Nach Burian & Sieghardt (1979) sowie Sieghardt & Maier (1985) wird im **Mai und Juni** ein Großteil der im Rhizom gespeicherten Reservestoffe in die oberirdischen Pflanzenteile verlagert, um dort das intensive Wachstum zu ermöglichen, das zu dieser Zeit stattfindet. Eine **Ernte der Halme bzw. ein Abbrennen des Bestands führt dann zu einer erheblichen Schwächung der Schilfpflanzen, weil sie ihrer gesamten Vorräte beraubt werden.** Bereits im Juli und August findet die Wiederauffüllung der unterirdischen Speicher mit Assimilationsprodukten statt, sodass eine Entfernung oberirdischer Teile dann weniger problematisch ist. **Im Winter hingegen ist der Großteil der Energievorräte des Schilfs im Rhizom eingelagert, die toten oberirdischen Halme können nun ohne jede nachhaltige Beeinträchtigung der Pflanze geerntet werden**. Dies entspricht den **Erfahrungen der traditionellen Schilfwirtschaft**, nicht nur am Neusiedler See (Sieghardt & Maier 1985, Waitzbauer 1993, Führer 2010), sondern auch in den einstmals ausgedehnten Schilfgebieten Großbritanniens (Haslam 2010). Bei den zitierten europäischen Befunden zu den jahreszeitlichen Effekten handelt es sich wohlgemerkt um die Auswirkungen der Mahd, es ist aber anzunehmen, dass es beim Brand (wie in Nordamerika nachgewiesen) ein ähnliches Muster gibt, da ja auch dabei der entscheidende Faktor die Entfernung der oberirdischen Biomasse ist**.** Interaktionen gibt es auch mit dem **Überflutungszustand und der Frosteinwirkung**. Nach Toorn & Mook (1982) sowie Mook & van der Toorn (1982) traten Schäden am Schilf **nach einem Brand im überfluteten Zustand nur auf, wenn das Schilf zu diesem Zeitpunkt (April) schon ausgetrieben hatte, wurde vorher (im März) gebrannt, waren keine Schäden festzustellen**. Auf den geschädigten Flächen konnten im darauffolgenden Sommer dennoch hohe Biomassewerte erreicht werden, **das Schilf konnte sich also trotz der Schäden an den Schösslingen erholen**. Auf **trockenem Boden gebrannte Flächen erwiesen sich als frostanfälliger**, hier wurden **Brandschäden an ausgetriebenen Halmen noch durch Spätfrostschäden verstärkt**, was insgesamt zu einer **verringerten Produktionsleistung** führte. Hingegen konnten **frühe** Frostschäden ähnlich wie Brandschäden kompensiert werden. Frost hat allerdings nicht nur einen negativen Effekt. Parker et al. (2017) erwähnen, dass nach dem **Abbrennen von Schilfflächen *schwacher* Frost auch stimulierend auf den Nachwuchs wirken kann.**

Was das **Brennen in überfluteten Schilfbeständen** betrifft, so ist zu beachten, dass **ein auf den Brand folgender, plötzlicher Wasserstandsanstieg zu einer bleibenden Schädigung des Schilfbestandes** führen kann. Wenn Wasser ins Innere der abgebrannten, und dadurch offenen Halme dringt, kann die Sauerstoffversorgung der Rhizome beeinträchtigt und letztlich deren Absterben bewirkt werden. Dies ist ein altbekanntes Problem bei der Schilfmahd

(Rodewald-Rodescu 1974, Sieghardt & Maier 1985, Wesner & Granéli 1989), weshalb schon Rodewald-Rudescu (l.c.) für die Mahd die Einhaltung einer **Mindestschnitthöhe von 20 cm über dem Wasserspiegel** empfohlen hat. **Im Fall des Brennens dürfte es schwierig sein, einen derartigen Sicherheitsabstand einzuhalten**. Sofern dieser Abstand sich nicht **von selbst** durch einen **bültigen, und daher etwas über die Wasseroberfläche erhabenen Wuchs der Schilfbestände** ergibt, könnte dem Eindringen von Wasser ins innere Aerenchym vielleicht **durch die Wahl der Brandtechnik** vorgebeugt werden (Verwendung von rasch laufenden Mitwindfeuern, die die Schilfhalme nicht ganz bis zum Boden abbrennen). Ob dies tatsächlich möglich ist, **müsste allerdings erst erprobt werden**. So wie bei der Mahd bleibt wahrscheinlich auch beim Brandmanagement ein gewisses Risiko bestehen, dass ein unerwarteter Wasserstandanstieg zu Schäden im Schilfbestand führen kann.

**Zusammenfassend kann gesagt werden, dass nach den europäischen Erfahrungen Schilfbestände durch ein schonendes *winterliches* Abbrennen im Allgemeinen nicht geschädigt, bzw. sogar gefördert werden. Brandmanagement führt allerdings zu deutlichen Veränderungen in der Dichte und Struktur der Röhrichte.** Wie die durch Brand ausgelösten Veränderungen des Schilfnachwuchses zu bewerten sind, hängt nicht zuletzt von der Perspektive auf diese Bestände und von den Zielsetzungen ab, die mit dem Brennen verfolgt werden. So kommt etwa Ostendorp (1993) in seiner großen Schilf-Monographie zu einer **sehr negativen Einschätzung sowohl des winterlichen Brennens**, als auch der Mahd. In Hinblick auf die Veränderungen am Schilf selbst begründet er dies mit der **verringerten Stabilität von Schilfhalmen**, die sich aus deren geringerer Stärke nach den Eingriffen ergibt. Dies macht sie aus seiner Sicht anfälliger gegen Wellenschlag und damit gegen einen der Faktoren, die den Rückgang des Schilfs an eutrophierten Seen unmittelbar, wenn auch nicht ursächlich bewirken. **Nach Ostendorp (1993, 1995 und 1999) können Schilfmahd und -brand deshalb keinen Beitrag zur Verhinderung des von ihm intensiv untersuchten, eutrophierungsbedingten „Schilfsterbens“ leisten.** Seine kritische Sichtweise beschränkt sich natürlich nicht allein auf diesen Aspekt und hat z.B. hinsichtlich der Auswirkungen auf schilfbewohnende Organismen durchaus ihre Berechtigung (s. unten). Allerdings muss auch erwähnt werden, dass Ostendorp insgesamt eine recht statische Auffassung von Schilfgebieten vertritt. In seiner Monographie schreibt er im Kapitel „Dynamik von Röhrichtgesellschaften“ wörtlich: **„Standörtlich optimale Schilfröhrichte bilden erstaunlich stabile Gesellschaften, die − in menschlichen Zeitdimensionen gemessen − kaum einer Sukzession unterliegen….“**(Ostendorp 1993)**.** Dieser Befund mag bis zu einem gewissen Grad für die von ihm untersuchten, nährstoffarmen Alpenvorland-Seen zutreffen (vgl. allerdings Ostendorp et al. 2003), aus der Perspektive der höchst dynamischen Verhältnisse am Neusiedler See ist er nicht nachzuvollziehen.

Die kritische Sicht Ostendorps auf das Abbrennen und die Mahd von Schilfgebieten steht in starkem Kontrast zur britischen Sichtweise, die von Parker et al. (2017) zusammenfassend wie folgt skizziert wird: **„Feuer kommt in Großbritannien seit vielen Jahren erfolgreich beim Management von Schilf zum Einsatz (Haslam 2010). Feuer kann insbesondere im Frühling dazu dienen, Schilfbestände zu fördern, weil es die Ansammlung von Streu verhindert (um die Verlandung zu verlangsamen), weil es konkurrierende Arten beseitigt, Nährstoffe verfügbar macht und die Dichte der nachwachsenden Halme erhöht. Letzteres geschieht, indem der Bestand dem Frost ausgesetzt wird (sofern dieser nur schwach und daher förderlich ist) (….). Feuer können entweder „kühl" sein (und dann ab 10 cm Tiefe im Boden keinen Schaden anrichten) oder sehr intensiv (mit völlig verbrannter Oberfläche, und einem um bis zu 2 Monate verzögerten Nachwuchs)…."** [eigene Übersetzung]**.** Diese überwiegend positive Einschätzung von Feuer als Pflegeinstrument dürfte nicht zuletzt auf den praktischen Erfahrungen beruhen, die in britischen Schilfgebieten gemacht wurden (Hawke & José 1996, White et al. 2013). Großbritannien verfügt aktuell über ca. 5. 000 ha Schilfflächen, die auf 900 Einzelflächen verteilt sind, wovon allerdings nur 50 Flächen größer als 20 ha sind (Natural England & RSPB 2019). Die wichtigsten Flächen liegen heutzutage in Naturschutzgebieten und sind zum Teil das Ergebnis von aufwendigen Renaturierungs-Bemühungen; allein zwischen 1997 und 2013 wurde 1.500 ha Schilfflächen neu angelegt (White et al. 2013). Die Schilfflächen in den Schutzgebieten werden von privaten Naturschutzorganisationen und staatlichen Einrichtungen betreut, **ihr Management ist auf die Erreichung von Arten- und Biotopschutzzielen ausgerichtet** und wird ständig optimiert. Kennzeichnend ist dabei ein **sehr hohes Maß an lenkender Intervention**. Dafür würden vielfach auch die technischen und logistischen Voraussetzungen geschaffen (volle Manipulierbarkeit des Wasserstandes über Pumpen, Kanäle und Wehre, ausreichende maschinelle Ausstattung zur Mahd, zur Grabenpflege und zur Schaffung von grenzlinien- und strukturreichen Schilfbeständen, gute Zugänglichkeit etc.) (Hardman et al. 2012). Die **Lenkbarkeit ist vor allem bei den renaturierten und künstlich neu geschaffenen Schilfgebieten hoch**, da hier bereits bei der Anlage der Flächen auf eine entsprechende Ausstattung geachtet wurde. Managementeingriffe können in solchen Gebieten wegen der weitgehenden Kontrolle über die Rahmenbedingungen viel dosierter und abgestufter gesetzt werden, als in naturnäheren Feuchtgebieten. Ein weiterer Faktor ist die vergleichsweise geringe Größe der Gebiete: sie beeinflusst nicht nur die technische Durchführbarkeit von pflegerischen Maßnahmen, sondern zwingt auch zur detaillierten Planung, Umsetzung und Evaluierung, um die vielfältigen und oftmals divergierenden Ansprüche des Arten- und Biotopschutzes zielgerichtet auf kleinem Raum erfüllen zu können. Ein derartiger „Präzisions-Naturschutz" ist andererseits auch nur in nicht allzu großen Gebieten möglich. Dies ist zu bedenken, wenn auf die positive Einstellung

britischer Naturschützer zu intensivem Schilfmanagement verwiesen wird. **Ein wesentlicher Punkt ist beim britischen Ansatz des Schilfmanagements jedenfalls der Versuch, die dynamischen Veränderungen zu kontrollieren, denen Schilfgebiet natürlicherweise unterliegen, sprich die Verlandungssukzession aufzuhalten.**

**Wirkungen des Brennens auf andere Pflanzenarten**

In den erwähnten britischen Schutzgebieten geht beim Management oft auch darum, seltene und gefährdete Feuchtgebietspflanzen zu erhalten, indem die dominante Rolle des Schilfs durch Managementeingriffe begrenzt wird (White et al. 2013). Dies gelingt meist gut, wie bereits Cowie et al. (1992) zeigen konnten. Auch in der Meta-Analyse von Valkama et al. (2008) hat sich herausgestellt, **dass die floristische Diversität in Verlandungszonen durch Managementeingriffe erhöht, bzw. erhalten werden kann, während unbeeinflusste Standorte durch die Konkurrenzüberlegenheit des Schilfs floristisch verarmen**. Die Überlegenheit des Schilfs beruht vor allem auf der Licht- und Raumkonkurrenz, die sich durch seine Dichte, Hochwüchsigkeit und Wachstumsgeschwindigkeit ergibt, aber auch auf der Ausbildung einer verdämmenden Knick- und Streuschicht, der Inanspruchnahme des Wurzelraums durch den Rhizomfilz sowie auf der Produktion allelopathischer Substanzen. Mangels einer ausreichenden Zahl an Studien konnten Valkama et al. (2008) allerdings **keine Unterscheide zwischen Mahd, Brand und Beweidung herausarbeiten**, was die Erhöhung der floristischen Artenvielfalt betrifft. Ob Feuer dabei eine stärker förderliche Wirkung entfaltet, oder etwas ungünstiger ist, als die anderen Managementeingriffe, muss derzeit noch offenbleiben.

**Wirkungen auf schilfbewohnende Evertebraten**

Schilfbestände beherbergen eine große Zahl an Evertebraten (Übersicht in Imhof 1979, Ostendorp 1993, Tscharntke 1999, Tewksbury et al. 2002, Hardman et al. 2012), die zum Teil hochspezialisiert sind. Besonders unter den Spinnen und Insekten gibt es viele Arten, die eng an Schilfgebiete gebunden sind und die auch enge Beziehungen zur Struktur der Bestände, bzw. zu bestimmten Teilen der Schilfpflanze haben. Dementsprechend stark wirken sich Veränderungen in der Bestandsstruktur und den Schilfpflanzen auf diese Organismen aus. Die Analyse einer ganzen Reihe von Publikationen durch Valkama et al. (2008) zeigt dies deutlich. **Demnach verringern alle Formen des Schilfmanagements (Mahd, Brand und Beweidung) die Artenzahl und die Abundanz schilfgebundener Evertebraten**. Allerdings ist dabei der Zeitraum ausschlaggebend, über den die jeweilige Managementmethode zum Einsatz kommt. Die Zahl der Evertebraten nahm bei mittlerer (4-5 Jahre) und längerer Dauer (7 Jahre) der Eingriffe ab, **bei einmaligem Einsatz (1-2 Jahre) waren noch keine Auswirkungen feststellbar**. Außerdem wirkten sich die Eingriffe auf verschiedene taxonomische Gruppen unterschiedlich aus. Bei einem Vergleich von unbehandelten und gemanagten Gebieten zeigten **Mollusken, Käfer, Schmetterlinge und Hautflügler**

**signifikante Abnahmen auf den gemanagten Flächen**. Eine **Zunahme gab es hingegen bei Milben, Wenigborstern (*Oligochaeta*) und Asseln**. Bei **Zikaden und Pflanzenläusen** wurde sogar ein **10-fache Zunahme** registriert, was unschwer mit den Nahrungsgewohnheiten dieser Arten zu erklären ist, die überwiegend an frisch grünen Pflanzen saugen. **Keine Effekte** waren bei **Eintagsfliegen, Zweiflüglern, Wanzen, Spinnen und Springschwänzen** feststellbar. Allerdings müssen diese zusammenfassenden Befunde bei einigen Gruppen weiter nach Familien differenziert werden. Unter den Spinnen wurden **Sackspinnen (*Clubionidae*), Plattbauchspinnen (*Gnaphosidae*), Radnetzspinnen (*Araneidae*) und Springspinnen (*Salticidae*) sehr wohl negativ durch Managementeingriffe beeinflusst**. **Positiv** reagierten hingen die überwiegend bodenlebenden **Wolfsspinnen (*Lycosidae*), indifferent** verhielten sich **Baldachinspinnen (*Lyniphiidae*) und Laufspinnen (*Philodromidae*).** Bei Käfern ist ebenfalls nach Familen zu differenzieren. **Zipfelkäfer (*Malachiidae*), Rüsselkäfer (*Curculionidae*) und Wasserkäfer (*Hydrophilidae*) nahmen auf gemanagten Standorten ab**. Die blattlausfressenden **Marienkäfer (*Coccinellidae*) zeigten hingegen eine bis zu fünffache Zunahme.**

Die Analyse von Valkama et al 2008 konnte allerdings **nicht zwischen verschiedenen Standorten differenzieren, in denen Schilf unterschiedlich stark vertreten ist** (verschilfte Feuchtwiesen, Mischbestände, einförmige Schilfbestände). Die meisten Arbeiten, die analysiert wurden, haben nicht in reinen Schilfbeständen, sondern in Mischbeständen von Schilf und anderen Sumpfpflanzen stattgefunden**. Auch wurde bei den Evertebraten nicht nach dem Grad der Abhängigkeit vom Schilf und von bestimmten Schilfstrukturen unterschieden. Weil spezialisierte Arten stärker von Eingriffen betroffen sein könnten als andere Sumpfbewohner, ist anzunehmen, dass sich ein insgesamt zu positives Bild der Reaktionen von Evertebraten ergeben hat.** Dies erscheint plausibel, wenn man sich die komplexen Beziehungen vor Augen führt, die nach Tscharntke (1999) zwischen phytophagen, auf Schilf spezialisierten Insektenarten bestehen. Tscharntke führt als Beispiel die Rolle an, welche die Zweipunkt-Schilfeule *Lenisia* (früher: *Archanara*) *geminipunctata* in Schilfbeständen spielt. Diese Art gilt hier als Schlüsselart (keystone species), weil sie anderen Insekten-Arten die Besiedlung und Nutzung von Schilfpflanzen erleichtert, bzw. ermöglicht und durch ihre zyklische Massenvermehrung die Dynamik der Röhrichte maßgeblich beeinflusst. Die strukturellen Veränderungen, die mit Brand und Schnitt einhergehen, wirken sich maßgeblich auf die Bestände der Zweipunkt-Schilfeule aus, unter anderem deshalb, weil sie bevorzugt Schilfhalme mit großen Durchmesser besiedelt. Tatsächlich gilt die Zweipunkt-Schilfeule aus wirtschaftlicher Sicht als „Schädling“, der durch Mahd und Brand unter Kontrolle gehalten werden kann (Rodewald-Rudescu 1974, van der Toorn & Mook 1982, Kovács et al. 1989, Waitzbauer 1993), ihre Beseitigung dürfte allerdings weitreichende Folgen für die Insekten-Lebensgemeinschaft im Schilf haben. Abgesehen von der Störung der

biozönotischen Interaktionen, die von den Managementeingriffen ausgehen, sind **Mahd und Brand für viele schilfbewohnende Evertebraten deshalb problematisch, weil sie in diversen Teilen des Schilfhalms (besonders im unteren Teil) sowie in der Knick- und Streuschicht überwintern, und durch einen winterlichen Eingriff besonders betroffen sind** (Frömel 1980, Pühringer 1976, Imhof 1979). **In Hinblick auf einen Feuereinsatz könnten hier besonders Gegenwindfeuer massive Auswirkungen haben, weil diese besonders wirksam die Streu- und Knickschicht erfassen**. Die viel zitierte positive Einschätzung von Dithlogo et al. (1992), wonach Mahd und Brand keine besonders großen Auswirkungen auf schilfbewohnende Evertrebraten haben, kann jedenfalls nicht verallgemeinert werden.

**Bedeutet dies nun, dass aus der Sicht des Evertebraten-Schutzes Mangementeingriffe in Schilfbestände überhaupt unterbleiben sollten**? Dies würde nur zutreffen, wenn Schilfbestände relativ stabile, unveränderliche Lebensräume wären, in denen ein Verzicht auf Eingriffe keinen Einfluss auf den Fortbestand des Habitats hätte. Wie schon mehrfach betont wurde, ist dies nicht der Fall. **In Schilfgebieten laufen ständig Sukzessions- und Veränderungsprozesse ab, die letztlich zu einem Verschwinden des Lebensraumtyps und seiner spezialisierten Bewohner führen, wenn ihnen nicht natürliche oder anthropogene Faktoren entgegenwirken.** Neuere Ansätze zum Schilfmanagement für Evertebraten, wie sie in Großbritannien (Hardman et al. 2012) und Skandinavien (Andersen et al. 2021) entwickelt, bzw. vorgeschlagen wurden, **fokussieren daher auf die dynamischen Aspekte der Schilfsukzession. Nicht das Aufrechterhalten eines bestimmten Zustands oder Entwicklungsstadiums sollte demnach das Managementziel sein, sondern auf die flexible Bereitstellung eines möglichst breiten Spektrums an Habitatbedingungen und Sukzessionsphasen**. Dabei spielen **standörtliche Heterogenität, Übergänge zwischen verschiedenen Entwicklungsstadien, das Nebeneinander von Eingriffs- und Nicht-Eingriffsflächen sowie die zeitliche Staffelung von Eingriffen eine wichtige Rolle**. Wie bereits Valkama et al. 2008 feststellten, eröffnen die geringen Auswirkungen einmaliger Eingriffe die Möglichkeit, durch **räumlich und zeitlich abgestufte Rotation der Managementmaßnahmen ein Mosaik an Bedingungen herzustellen, die den Fortbestand von Arten mit ganz unterschiedlichen Ansprüchen sicherstellen**. Sowohl Hardman et al. (2012) als auch Andersen et al. (2021) sehen hierin eine mögliche Lösung für das Dilemma zwischen der Empfindlichkeit vieler schilfbewohnender Evertebraten gegen Managementeingriffe und der Notwendigkeit, die Sukzession in Schilfgebieten wenn schon nicht aufzuhalten, so doch zu bremsen. Allerdings hat schon Tscharntke (1992) darauf aufmerksam gemacht, dass für den wirksamen Schutz von Schilf-Evertebraten die **Flächengröße, die räumliche Anordnung und die Konnektivität von gemanagten und eingriffsfreien Flächen** von großer Bedeutung sind, **ebenso wie populationsbiologische**

**Parameter bei den Zielarten selbst,** wie z.B. überlebensfähige **Mindestpopulationsgrößen**, das Ausmaß von **Bestandsschwankungen** sowie die **Ausbreitungs- und Wiederbesiedlungsfähigkeit**. Da es bislang kaum Untersuchungen zu diesen Themen gibt, müssten die damit in Zusammenhang stehende Fragen erst geklärt werden, ehe man in Hinblick auf schilfbewohnende Evertebraten davon sprechen kann, dass Mahd und Brand als schonende Management-Instrumente geeignet sind. Zwar deutet die von Hardman et al. (2012) beschriebene, rasche Besiedlung von neu geschaffenen Schilfflächen durch spezialisierte Lepidopteren und Dipteren darauf hin, dass deren Ausbreitungsvermögen überraschend gut ist, doch weisen die Autoren ausdrücklich darauf hin, dass die Verhältnisse bei **weniger mobilen Organismengruppen, wie etwa Mollusken, ganz anders sein könnten. Eine systematische Untersuchung dieser Fragen erscheint dringend geboten, ehe Feuer routinemäßig und in großem Maßstab zu Schilf-Pflege eingesetzt wird.**

**Wirkungen auf Amphibien**

Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf Amphibien der Schilfgebiete scheinen nur wenig untersucht worden zu sein, in der Übersicht von Valkama et al. 2008 werden Amphibien gar nicht erwähnt. Ostendorp 1993 weist darauf hin, dass **winterliche Eingriffe in Schilfbestände für Amphibien nur geringe Relevanz haben, weil die meisten Arten an Land überwintern und daher nicht unmittelbar von den Maßnahmen betroffen sind**. **Eine indirekte Betroffenheit ergibt sich aber durch die höhere Dichte und Geschlossenheit von gemähten Flächen, die für Amphibien weniger attraktiv sind als lückige und strukturierte Altbestände** (Glaser et al. in Nemeth et al. 2022). In ungarischen Schilfgebieten konnten Mester et al. (2015) zeigen, dass eine **Kombination aus extensiver Beweidung und spätsommerlichen Bränden für Amphibien vorteilhaft ist**, weil dadurch dichte Schilfbestände aufgelockert werden und die räumliche Heterogenität der Röhrichte zunimmt. Freilich betonen die ungarischen Autoren, dass Feuereinsatz alleine die Situation nur kurzfristig zu verbessern vermag, da das Schilf sich nach einem Brand rasch regeneriert. Erst Beweidung sorgt dafür, dass die Offenheit und Heterogenität der Flächen längerfristig erhalten bleibt. Zur Förderung von Amphibien in schilfbestandenen Feuchtgebieten schlagen Mester et al. (2015) **die Schaffung eines dynamischen Habitat-Mosaiks vor, das aus unbehandelten Rückzugsgebieten und gemanagten Flächen besteht. Auf den gemanagten Flächen wird im Abstand von 2-3 Jahren gebrannt und zwischendurch mit geringer Weidetierdichte (0,6 Stück Vieh/ha) beweidet.** Gebrannt werden sollte aus Amphibienschutzsicht im Spätsommer, um die direkte, feuerbedingte Mortalität der Tiere gering zu halten.

**Wirkungen auf Vögel**

Valkama et al. (2008) stellen in ihrer Übersicht fest, **dass Mahd und Brand überwiegend negative Auswirkungen auf Schilfvögel haben**. Sie vermuten dahinter einerseits die von

Graveland (1999) bei manchen schilfbewohnenden Singvögeln festgestellten. prädationsbedingten Gelegeverluste auf gemähten und daher deckungsärmeren Flächen; andererseits verweisen sie auf die durch Mahd und Brand **verursachte Abnahme der Evertebratendichte, insbesondere bei Lepidopteren, Käfern und Spinnen, die eine wichtige Vogelnahrung darstellen. Demnach würde Nahrungsknappheit hinter der geringeren Attraktivität von behandelten Flächen stehen**. Dies scheint auf großflächig gemähte Schilfgebiete in der Camargue tatsächlich zuzutreffen (Schmidt et al. 2005); dennoch betonen Schmidt et al. (l.c.), dass Mähen in kleinerem Maßstab wegen der dadurch erhöhten Habitatvielfalt den Vogelartenreichtum auf Landschaftsebene fördert und schlagen deshalb vor, in der Nachbarschaft von Mähflächen ausreichend Altschilfbestände stehen zu lassen, die als Quellgebiete für die Wiederbesiedlung der behandelten Flächen durch Arthropoden dienen können. Dass ein kombinierter Einsatz von Feuer und extensiver Beweidung die Habitatvielfalt, und damit die Artenvielfalt der Vögel in vordem monotonen Schilfgebieten erhöht, konnten auch Mérő et al. (2015) in Ungarn zeigen. Allerdings waren auch hier schilfbewohnende Singvögel in den unbehandelten Teilflächen zahlreicher, der Anstieg der Artendiversität beruhte auf der Einwanderung von Arten mit anderen Habitat-Ansprüchen, die von der Öffnung der Schilfbestände profitiert haben.

Erwähnenswert ist auch der im Rahmen eines LIFE-Projekts unternommene Versuch, Brandmanagement auf Niedermoorflächen im Unteren Peenetal in Mecklenburg-Vorpommern einzuführen, zwecks Erhaltung/Wiederherstellung des Habitats des Seggenrohrsängers (*Acrocephalus paludicola*) (Tanneberger et al. 2009). Wie historische Erfahrungen mit Feuern in polnischen und weißrussischen Niedermooren gezeigt haben, hätte dies unter Umständen zu positiven Reaktionen des Seggenrohrsängerbestandes führen können. In Weißrussland soll laut Tanneberger et al. (2009) die Dichte der Seggenrohrsänger zugenommen haben, wenn die alte Vegetation (altgrasreiche Seggenbestände, einwanderndes Schilf und Gehölze) teilweise abgebrannt wurde. Ein vollständiges Abbrennen führte zunächst zu einer gleichbleibenden Dichte und zu einer Zunahme in späteren Jahren, bei zeitweise reduziertem Bruterfolg. Wurde die Moos- und die obere Torfschicht mit abgebrannt, sank die Dichte auf 1/3 des Ausgangsbestandes ab und erreichte erst drei Jahre nach dem Brand wieder das alte Niveau. Gerieten hingegen tiefere Torfschichten in Brand, so wurde die betroffenen Flächen innerhalb von zwei Jahren vom Seggenrohrsänger vollständig geräumt. Als günstige Rahmenbedingungen für ein Brandmanagement in von Seggen dominierten und von Verschilfung und Verbuschung bedrohten Niedermooren nennen Tanneberger et al. (l.c) eine mit Eis- und Schnee bedeckte Mooroberfläche, hoch anstehendes Grundwasser, das an oder über der Spitze der Seggenbulte steht und gefroren ist sowie Schneebedeckung oder ausreichende Feuchtigkeit in den umliegenden Wäldern. Solche Bedingungen herrschen im weißrussischen Untersuchungsgebiet meist im Spätherbst und Spätwinter. Allerdings

scheinen die Brandmanagementvorschläge im Peenetal nicht umgesetzt worden zu sein, berichtet wurde nach Abschluss des Projektes nur über die Wirkungen der wiedereingeführten Mahd (Tanneberger et al. 2012).

Ein Faktor, der in bislang zitierten Arbeiten nicht berücksichtig wurde, ist die **enge Bindung vieler typischer Schilfvögel an bestimmten Strukturen, Altersstadien und Überschwemmungszustände der Schilfbestände**. Diese Aspekte wurden gerade am Neusiedler See besonders ausführlich untersucht (z.B. Leisler 1981, Grüll & Zwicker 1993, Dvorak et al. 1997, Nemeth et al. 2022, Nemeth & Dvorak 2022). Die Struktur-Bindung erklärt die zum Teil unterschiedlichen Reaktionen der Arten auf Managementeingriffe. Altschilfspezialisten wie Kleines Sumpfhuhn *(Zapornis parva*), Mariskensänger (*Acrocephalus melanopogon*) und Rohrschwirl *(Locustella luscinoides)* sind auf alte Schilfbestände mit gut entwickelter Knickschicht angewiesen und treten nur in schon länger nicht gemähten/gebrannten Beständen auf. Andere Arten, wie der Teichrohrsänger (*A. scirpaceus*) nutzen vergleichsweise gleichförmige, dichte Bestände auf überflutetem Standorten, sie kommen daher schwerpunktmäßig in mittelalten Beständen vor, in denen die Eingriffe noch nicht so lange zurückliegen. Das Vorkommen des Drosselrohrsängers (*A. arundinaceus*) wiederum ist an tiefer überschwemmte, besonders hochwüchsige und starkhalmige Schilfbestände mit hohem Grenzlinienreichtum gebunden, während Schilfrohrsänger (*A. schoenobaenus*) und Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) die landseitigen Übergangszonen zwischen Schilf und Feuchtwiesen besiedeln. Auch bei diesen Arten wirkt sich eine Beseitigung der präferierten Strukturen durch Managementeingriffe zunächst negativ aus. Arten wie die Wasserralle (*Rallus aquaticus*) oder die Bartmeise (*Panurus biarmicus*) zeigen sich hingegen relativ unabhängig vom Alter der Schilfbestände, für sie sind andere Habitatfaktoren entscheidend. **Junge, frisch gemähte, bzw. abgebrannte Flächen werden jedenfalls von keinem der spezialisierten Schilfbewohner bevorzugt** (Nemeth et al. 2022). Mit fortschreitender Entwicklung treten die verschiedenen Arten allerdings je nach ihren Habitatpräferenzen nacheinander, bzw. bei gegebener Standort-Heterogenität auch nebeneinander auf. Gemähte oder gebrannte Schilfbestände gewinnen nach einiger Zeit ihre Bedeutung zurück, wenn sie sich nach den Eingriffen wieder regenerieren (Poulin & Lefevbre 2002, Schmidt et al, 2005). **Ähnlich wie bei den Evertebraten könnte das Dilemma zwischen der unmittelbar negativen Reaktion der Vogelbeststände auf eingriffsbedingte Strukturveränderungen im Schilf und der Notwendigkeit, Sukzessionsprozesse zugunsten der Vogelwelt zu beeinflussen, durch ein zeitlich und räumlich abgestuftes Rotationssystem gelöst werden**. Antoniazza et al. (2015) berichten aus der Schweiz, dass sich ein derartiges System über 30 Jahre hinweg bewährt und zu keinen negativen Auswirkungen auf die Vogelbestände am Neuenburger See geführt hat. Auch Vadász et al. (2008) schlagen für die Schilfmahd in ungarischen Feuchtgebieten **ein nach**

**Schutzprioritäten abgestuftes, zeitlich und räumlich strukturiertes Rotationprogramm vor. Sie weisen dabei aber auch die Notwendigkeit hin, die Flächenansprüche der Zielarten zu berücksichtigen. Hier ergeben sich − ähnlich wie bei den Evertebraten − Fragen zu Mindestgröße und zur räumlichen Konfiguration von gemanagten und eingriffsfreien Flächen, die allerdings erst ansatzweise untersucht sind.** Für das von Nemeth et al. (2022) formulierte Ziel, am Neusiedler See ein kontrolliertes Feuer-Management einzuführen, wird die Klärung dieser Fragen von großer Bedeutung sein.

**Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass angesichts der ausgeprägten Sukzessionsdynamik von Schilfgebieten aus Naturschutzsicht gute Argumente für lenkende Managementeingriffe bestehen, selbst wenn diese Eingriffe kurz- bis mittelfristig negative Auswirkungen auf das Vorkommen und die Bestände von Arten haben, die man eigentlich fördern will. Der Schlüssel zur Auflösung dieses scheinbaren Widerspruchs liegt in der Berücksichtigung langfristiger Aspekte, sowie in der zeitlichen und räumlichen Staffelung von Eingriffen, mit denen die natürliche Dynamik beeinflusst werden soll.**

## 4.4 Kontrolliertes Feuer am Neusiedler See: Forschungsfragen und Handlungsoptionen

Was müsste nun geschehen, um im Schilfgürtel des Neusiedler Sees ein aus Naturschutzsicht zielführendes und möglichst schonendes Brandmanagement zu etablieren? Wie den vorangehenden Kapiteln zu entnehmen war, **sind in Bezug auf den kontrollierten Feuereinsatz zahlreiche Fragen offen, die geklärt werden müssten, ehe Feuer als Management-Instrument im Schilf routinemäßig eingesetzt werden kann**. Da die Veränderungsprozesse im Schilfgürtel jedoch rasch voranschreiten, sollte die Klärung dieser Fragen im Rahmen von Projekten erfolgen, im Zuge derer Flächen mit höchstem Handlungsbedarf bevorzugt als Versuchsflächen herangezogen werden, um nicht allzu viel Zeit zu verlieren. Es sollte also keinesfalls ein Management-Moratorium verhängt werden, bis alle offenen Fragen geklärt sind – **vielmehr sollte diese Klärung und die Entwicklung des Flächenpflege-Instrumentariums im Zuge der Behandlung der ersten Teilflächen stattfinden**. Durch die außerordentliche Größe des Neusiedler See-Schilfgürtels besteht hier wohl genügend Handlungsspielraum − allfällige Schäden, die in der Versuchsphase entstehen könnten, wären im Verhältnis zur Gesamtfläche wahrscheinlich verkraftbar.

Im Folgenden wird nacheinander auf offene Fragen und zu klärende Punkte eingegangen:

### 4.4.1 Fragen zu den Zielsetzungen des Brennens

Als **Zielsetzungen** des Brandmanagements im Schilfgürtel des Neusiedler Sees wurden eingangs genannt:

1. **Beseitigung des angesammelten organischen Materials, um die fortschreitende Verlandung zu bremsen,**
2. **Förderung der Vitalität und der Verjüngung des Schilfbestandes**
3. **Schaffung einer Alternative zu schädlichen Praktiken in der Schilfbewirtschaftung**
4. **Erstellung von Regeln für den Umgang mit anthropogenen und natürlichen Feuern in der Kernzone des Nationalparks**

Was den Punkt 1 betrifft, so ist offensichtlich, dass durch kontrolliertes Brennen die Streu- und Knickschicht sowie die stehenden Halme eines Altschilfbestandes wirksam beseitigt werden können, und dass dadurch die Ansammlung von organischem Material gebremst wird. Weniger klar ist allerdings, wie sehr dies die Verlandung tatsächlich bremst, wenn − wie eingangs skizziert – **nur in großen zeitlichen Abständen gebrannt wird, um die Entwicklung von strukturreichem Altschilf zugunsten von Altschilfspezialisten zuzulassen**. Im Lauf der 15-20 Jahre, die dafür als vorläufiger Zeithorizont anzusetzen sind (Frage nach den Intervallen s. unten) fallen doch erhebliche Streumengen an, die am Ende des Zeitraums nicht zur Gänze vom Feuer erreicht werden. Anders als in terrestrischen Habitaten, wo das angesammelte Material nur durch einen langsamen, kontinuierlichen Abbau reduziert wird und ansonsten als Brennmaterial zur Verfügung bleibt, können in überfluteten Teilen des Schilfgürtels größere Mengen an Bestandsabfall unter die Wasseroberfläche sinken, wo sie wegen der Sauerstoffarmut des Milieus nur schlecht, oder gar nicht abgebaut werden und wo sie jedenfalls der Feuereinwirkung entzogen sind. Dadurch wird die Verlandung weiter vorangetrieben und die Effizienz des kontrollierten Brennens verringert. Wo es um das Bremsen von Verlandungsprozessen ging, war in vielen der oben referierten Studien von deutlich kürzeren Abständen beim Feuereinsatz die Rede. **Einer Klärung bedarf also der zeitliche Verlauf der Material-Akkumulation im Schilfgürtel, einschließlich einer Abschätzung des Anteils am Bestandesabfall, der sich durch Versinken im Wasser einem Feuermanagement entzieht. Eine „optimale“ Wiederkehrrate der Feuer sollte einerseits aus den Bedürfnissen der Zielarten und andererseits aus dem zeitlichen Verlauf der Akkumulationsprozesse abgeleitet werden.**

Zu Punkt 2 stellt sich die Frage, **wie nachhaltig die beschriebene Vitalitätssteigerung des Schilfs nach einem Brand tatsächlich ist, wenn sich am konkreten Standort über Jahrzehnte hinweg organisches Material ansammeln konnte und es unter ständiger Wasserbedeckung zur Anreicherung von toxischen Substanzen im Substrat gekommen ist, die das Schilfwachstum behindern**? Vermag die durch den Brand verringerte Lichtkonkurrenz den schädlichen Einfluss der Giftstoffe zu kompensieren? Es ist wahrscheinlich, dass in m.o.w. dauernd überschwemmten Teilen des Schilfgürtels die Reaktion der Schilfpflanzen auf das Brennen anders ausfällt, als in den regelmäßig

trockenfallenden Teilen. Eine Untersuchung der Reaktionen des Schilfs müsste die **wasserstandabhängigen Standortsunterschiede im Neusiedler See Schilfgürtel unbedingt berücksichtigen.** Etliche der oben zitierten Untersuchungen haben in relativ jungen Schilfbeständen stattgefunden, in puncto Ansammlung von toxischen Substanzen im Substrat ist „Altschilf" nicht unbedingt gleich „Altschilf".

Wichtig wäre auch ein Vergleich der möglichen Vitalitätssteigerung durch Brände mit der verjüngsfördernden Wirkung zeitweiliger Trockenphasen. Im Zuge des Trockenfallens weiter Teile des Schilfgürtels wurde in jüngster Zeit ein überraschendes Wiederaufleben der Schilfverjüngung beobachtet, der möglicherweise mit dem oxidativen Abbau der wachstumshemmenden Substanzen zusammenhängt. Hierzu bräuchte es dringend genaue Untersuchungen.

Zu Punkt 3 wäre **die erforderliche/gewünschte Häufigkeit und Ausdehnung der Brände in den noch bewirtschafteten Teilen des Schilfgürtels** klärungsbedürftig**.** Das Brennen wird hier aus Naturschutzsicht befürwortet, weil damit die schädliche Praxis des Niederwalzens von Altschilfbeständen durch die Schilferntebetriebe beendet werden könnte. **Unklar ist derzeit, wie groß die zu brennenden Flächen mindestens sein müssten, um den Schilferntebetrieben die erforderliche Flexibilität und Manövrierfähigkeit zu verschaffen**. Die **früher geübte Praxis**, **vorsorglich möglichst große Flächen abzubrennen**, **kann wegen konkurrierender Ansprüche des Naturschutzes** (Erhalt von Altschilfflächen als Refugialräume, bzw. möglichst großflächige Umsetzung eines naturschutzorientierten Rotationssystems) **nicht länger das Ziel, bzw. der Maßstab sein**. Wie schon eingangs erwähnt, sind die Synergien zwischen Schilfwirtschaft und Naturschutz unter den gegebenen Rahmenbedingungen begrenzt, weil häufig gemähte/gebrannte Flächen von geringem Naturschutzwert sind. **Für die noch bewirtschafteten Gebietsteile sollte ein eigenes Rotationschema hinsichtlich Mahd und Brand entwickelt werden. Idealerweise sollte dabei nach Synergien mit dem naturschutzorientierten Brandmanagement gesucht werden**. Beispielsweise könnten frisch gebrannte Wirtschaftsflächen als Feuerhindernisse beim naturschutzorientierten Brennen genutzt werden, und umgekehrt. **Eine räumliche und zeitliche Abstimmung der beiden Zielbereiche ist jedenfalls erforderlich.**

Was den Punkt 4 betrifft, das **Feuermanagement in der Kernzone**, so wäre eine **Rekonstruktion/Abschätzung der Wiederkehrrate von natürlichen Feuern ein Desiderat**, um zu klären, **welche Rolle Brände in ausgedehnten Röhrichtbeständen ursprünglich gespielt haben.** In der Kernzone eines Prozessschutzgebiets geht es ja darum, anthropogene Feuer fernzuhalten (wozu auch kontrollierte Brände gehören) und natürliche, von Blitzschlag verursachte Brände als natürliche ökologische Prozesse zuzulassen, soweit es Sicherheitsfragen und der Schutz Umlandes zulassen. Die Rekonstruktion von

historischen/natürlichen Feuerregimes könnte anhand von paläoökologischen Untersuchungen, z.B. der Analyse von Bohrkernen aus dem Neusiedler See-Schilfgürtel oder aus den Torflagern des Hanság möglich sein, sofern dort datierbare Schichten mit Holzkohle-Flitter zu finden sind, die auf Flächenbrände hinweisen. Ablagerungen im Schilfgürtel würden natürlich nur über die letzten 155 Jahre Auskunft geben können, in denen sich der aktuelle Schilfgürtel entwickelt hat. Sie würden nur das jüngste, stark anthropogen geprägte Feuerregime widerspiegeln. Die Torflager im Hanság hätten hingegen das Potenzial, über die regionale Feuergeschichte bis weit in prähistorische Zeit hinein informieren zu können, auch wenn verwertbare Profile wahrscheinlich nur in größerer Entfernung vom heutigen See zu finden sind. Alternativ könnte vielleicht eine Analyse der Blitzschlaghäufigkeit in der Region, in Kombination mit Daten über den Anteil der Blitze, die in Mitteleuropa Brände auslösen zu einer groben Abschätzung der Wiederkehrrate natürlicher Feuer im Schilfgürtel führen. Bislang gibt es zu blitzschlagbedingten Feuern nur anekdotische Beobachtungen: so dürfte etwa der am 1.7. 2022 entstandene Brand westlich von Breitenbrunn durch einen Blitz ausgelöst worden sein (E. Nemeth, pers. Mitt.). Eine Rekonstruktion des natürlichen Feuerregimes würde eine Entscheidungshilfe dahingehend liefern, welche Rolle dem Feuer im Schilf zukommt und ob es unter den heutigen Rahmenbedingungen überhaupt zu spontanen Feuern in der Kernzone kommen kann. **Dies wäre für Managemententscheidungen des Nationalparks insofern relevant, als in manchen amerikanischen Nationalparks und Wildnisgebieten trotz des dort ebenfalls geltenden, strengen Eingriffsverbots kontrollierte Feuer eingesetzt werden, wenn das natürliche Feuerregime aufgrund äußerer Umstände nicht mehr wiederhergestellt werden kann** (Dawson & Hendee 2009). Dies kann z.B. wegen der geringen Größe eines Schutzgebiets, wegen des dicht besiedelten Umlands und wegen der ständigen Unterdrückung von Feuern in der Umgebung der Fall sein. Unter natürlichen Umständen entstehen ja Feuer nicht nur innerhalb der Grenzen eines betrachteten Gebiets, sondern oft außerhalb und brennen dann von dort ungehindert hinein. Erfolgt in der der umgebenden Landschafts-Matrix konsequente Brandunterdrückung, dann sinkt selbst in noch so naturbelassenen Einschlüssen die Brandhäufigkeit gegenüber den natürlichen Verhältnissen. Speziell wenn die umgebende Landschaft feueranfälliger ist, als ein bestimmter Gebietsausschnitt, „übernimmt“ dieser das großräumige Feuerregime. Dies scheint in Nordamerika bei vielen Feuchtgebieten der Fall zu sein (Gucker et al 2008, mit Brand-Wiederkehrraten unterschiedlicher Lebensraumtypen und der darin eingeschlossenen Feuchtgebiete). Eine andere, befristete Ausnahme für kontrolliertes Brennen besteht in amerikanischen Prozessschutzgebieten, wenn sich durch jahrzehntelange Brandunterdrückung unnatürlich hohe Mengen an brennbarem Material angesammelt haben. In diesen Fällen darf solange kontrolliert gebrannt werden, bis die den unbeeinflussten Verhältnissen entsprechenden fuel-loads erreicht sind. Danach übernehmen natürliche Feuer

die Beseitigung des Bestandsabfalls (Dawson & Hendee l.c.). Diese Vorgehensweise würde unter die Rubrik einmalige/befristete Renaturierungs-Maßnahmen fallen, die auch in Nationalparkkernzonen erlaubt sind.

**Die offenen Fragen betreffend den Umgang mit Bränden in der Kernzone sind allerdings nicht Gegenstand dieser Studie.** Sie müssen in einer eigenen Diskussion geklärt werden. Hier sei nur nochmals betont, dass diese Fragen mit der geplanten Einführung des Brandmanagements außerhalb der Nationalpark-Kernzone an Dringlichkeit gewinnen werden und deshalb ehebaldigst behandelt werden sollten.

### 4.4.2 Fragen zu den günstigsten meteorologischen Konstellationen für einen Feuereinsatz

Wie im Kapitel zu den „Faktoren die das Brandgeschehen beeinflussen“ erwähnt wurde, herrschen **innerhalb einer Brandsaison unter Umständen nur an relativ wenigen Tagen wirklich günstige Verhältnisse für ein erfolgreiches und sicheres kontrolliertes Brennen** (vgl. das zitierte amerikanische Beispiel, bei dem in den 6 Monaten einer Brandsaison im Schnitt nur an 22-28 Tagen günstige Bedingungen gegeben waren). Daher braucht es eine Analyse der regionalen Wetterdaten, um vorab einzugrenzen, in welchen Teilen der 5-monatigen Periode, in der nach der burgenländischen Rechtslage ein Feuereinsatz möglich ist, gehäuft günstige Verhältnisse auftreten. Selbst bei einem durchdachten und gut eingespielten Brandmanagementsystem ist die Durchführung konkreter Aktionen mit einigem logistischen und organisatorischen Aufwand verbunden, so dass die Vorab-Klärung der Frage wann, wo und wie gebrannt werden kann (und unter welchen Umständen keinesfalls gebrannt werden darf!) wichtig ist, um effizient arbeiten zu können und ein Brandmanagement-Team nicht ein halbes Jahr in Dauerbereitschaft halten zu müssen.

Die Erfahrungen beim großangelegten und mit hohem personellem und logistischem Aufwand betriebenen Brandversuch in Purbach im Februar 2024 zeigen, wie wichtig die Kenntnis der brandmanagement-günstigen Konstellationen ist. Am gewählten Tag stellte sich u.a. aus Gründen zu großer Streufeuchtigkeit nicht das erwartete/befürchtete Großbrand-Ereignis ein. Vielmehr hatten die handelnden Feuerwehrleute damit zu kämpfen, überhaupt ein Feuer in Gang zu bringen, bzw. zu unterhalten – letztlich konnte nur ein Bruchteil der vorgesehenen Fläche abgebrannt werden. **Die Vorab-Analyse meteorologischer Daten nach „brandmanagement-günstigen“ Konstellationen von relativer Luftfeuchtigkeit, Niederschlag, Temperatur, Wind, atmosphärischer Schichtung etc. stellt eine unverzichtbare Orientierungshilfe für das Brandmanagementteam bei der Auswahl von möglichen Brandterminen und bei der tagesaktuellen Entscheidung dar, ob gebrannt werden kann, oder nicht. Wichtig bei dieser Analyse wird es auch sein, einen Konnex zwischen den normierten Wetterdaten der meteorologischen Stationen und den Verhältnissen vor Ort herzustellen,** z.B. was die im Freien, bzw. in größerer Höhe über dem

Boden gemessene Windgeschwindigkeit und jener im Schilfbestand betrifft. Auch der Zusammenhang zwischen vorangegangenen Niederschlagsmengen und der Streufeuchtigkeit, sowie zwischen der Luftfeuchtigkeit und der Entzündbarkeit der Schilfstreu wäre zu untersuchen – das sind nur Beispiele, **im Grunde müssen für das Neusiedler See-Gebiet für alle Parameter und Kriterien, die im Kapitel über die Brandfaktoren beschrieben wurden, eigene regions- und brennmaterialspezifische Werte und Vorschreibungen ermittelt werden.** In den Regionen Nordamerikas, in denen Brandmanagement zu den Routinemaßnahmen der Waldbewirtschaftung gehört, wurden sogar eigene Apps entwickelt, welche die Brandmanagementteams bei der Entscheidungsfindung über einen Brandtermin und die zu wählenden Brandverfahren unterstützen.

### 4.4.3 Fragen zum Schilf und zur Schilfstreu als brennbares Material

Dass (trockenes) Schilf gut brennt, ist allgemein bekannt und wird auch in einigen der oben zitierten Publikationen erwähnt, wenn auch ohne Angabe von konkreteren Daten. Informationen zu den Eigenschaften von Schilf als technischer Brennstoff wurden im Neusiedler See-Gebiet vor dem Hintergrund der kalorischen Verwertung von geernteter, gehäckselter und vorgetrockneter Schilfbiomasse erarbeitet (Krail et al. 2013). **Für die Durchführung eines kontrollierten Feuereinsatzes im Freiland fehlen aber wichtige Daten, speziell in Hinblick auf die zu beseitigende Streu- und Knickschicht. Wie verändert sich der Feuchtigkeitsgehalt des stehenden Schilfs, der Knickschicht und Schilfstreu im Tages- und Jahreslauf und in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen und was bedeutet dies für die Brennbarkeit, die Rauchentwicklung und die Terminwahl für ein kontrolliertes Feuer? Bei welchen Feuchtigkeitsgehalten und Streuzuständen kann erfolgreich gebrannt werden und mit welchen Feuertypen? Wie steht es um die Mächtigkeit und räumliche Kontinuität der Streuschicht? Wie heiß brennen die verschiedenen Kompartimente eines Schilfbestands und unter welchen Umständen?** Das ist wahrscheinlich nur eine Auswahl der Fragen, die sich bei näherer Beschäftigung mit Schilf als brennbares Material ergeben und deren Beantwortung sowohl für die Ausarbeitung der allgemeinen Brandvorschreibungen, als auch für die Durchführung von konkreten Brandaktionen entscheidend ist. **Letztlich geht es darum, die brennmaterialspezifischen Eigenschaften des Schilfs in Hinblick auf das kontrollierte Brennen zu untersuchen, um Richtwerte und praktische Handlungsanleitungen zu generieren − analog zu den amerikanischen Untersuchungen, mit denen z.B. die Eigenschaften von abzubrennender Nadelstreu und Totholz erforscht wurden, welche dann in die Brandmanagement-Handbücher Eingang gefunden haben**. Derartige Richtwerte und Anleitungen fehlen für das Schilf bis dato.

### 4.4.4 Fragen zum Feuerverhalten im Schilf und zu den Eigenschaften und Auswirkungen der verschiedenen Feuertypen

**Das spezielle Feuerverhalten im Schilf und die Auswirkungen der verschiedenen Feuertypen** müssen zur Formulierung der Brandvorschreibungen und zur Planung von konkreten Brandeisätzen **näher untersucht werden**. Es braucht für Schilfbrände Angaben über **Flammenhöhe und -tiefe, über die Breite der aktiv brennenden Zone, die Ausbreitungsgeschwindigkeit und Verweildauer der verschiedenen Feuertypen, die Entstehung von lokalen konvektiven Luftbewegungen über dem Feuer, die Gefahr der Entstehung von zusätzlichen Brandherden durch verwirbeltes, brennendes Material, die Rauchentstehung, die Fähigkeit zum Überspringen von Brandschneisen, die Vollständigkeit der Beseitigung des brennbaren Materials** etc. − alles jeweils **in Abhängigkeit von Witterungsfaktoren, vom Zustand, der Verfügbarkeit und der Menge des brennbaren Materials sowie von variablen Standortsfaktoren** (Überflutung, Nässe, Trockenheit, Vorhandensein einer Schnee- oder Eisdecke). Wesentlich wird auch die Analyse der **Temperaturen sei, die bei verschiedenen Feuertypen** auftreten. Insbesondere die **Wirkung auf die oberflächlichen Streuschichten** und auf die **Temperaturverhältnisse im Boden** müssen für Schilffeuer untersucht werden, um die Folgen für Bodenorganismen abschätzen zu können, bzw. um den Feuereinsatz auf die formulierten Ziele abstimmen zu können. **Zu berücksichtigen sind bei der Untersuchung des Feuerverhaltens auch die verschiedenen Standorte im Schilfgürtel, vom fast ständig und relativ tief überschwemmten seeseitigen Teil, bis hin zum landseitigen, häufig trockenliegenden Teil.** Wahrscheinlich wird es notwendig sein, für die verschiedenen Zonen des Schilfgürtels eigene Brandvorschreibungen auszuarbeiten. Besonderes Augenmerk hat (speziell in langanhaltenden Trockenperioden) dem **Vorhandensein von potenziell brennbaren Schilftorfflächen** zu gelten. Solche Flächen wurden bei einem ungeplanten Feuer im März 2023 zwischen Winden und Breitenbrunn großflächig sichtbar – obwohl der Schilfgürtel zu diesem Zeitpunkt bereits monatelang trocken lag, haben sie sich wegen eines gewissen Gehalts an Restfeuchtigkeit glücklicherweise nicht entzündet – hier hätte durchaus die Gefahr eines langanhaltenden, schwer löschbaren und extrem rauchintensiven Torfbrandes bestanden.

Ausgehend von der Untersuchung des Feuerverhaltens könnte eine **Modellierung des Brandgeschehens unter verschieden Szenarien** (Wetter, Zustand des brennbaren Materials, Feuertyp, Lage und Bewegungsrichtung der Brände) durchgeführt werden und als Grundlage für Brandvorschreibungen, Notfallpläne und die Bekämpfung von Wildfeuern dienen. Im amerikanischen Brandmanagement werden derartige Modelle in großem Maßstab eingesetzt, um die mögliche Entwicklung von Schadfeuern zu prognostizieren und die Bekämpfungs- und Kontrollmaßnahmen danach auszurichten.

In puncto Studium des Feuerverhalten muss auch auf **die Chancen hingewiesen werden, die ungeplant auftretende Brände bieten**. Hier können wertvolle Informationen sowohl für das Feuermanagement, als auch für außer Kontrolle geratene Brände gewonnen werden. Da solche Brände naturgemäß überraschend kommen, sollte zumindest ein Mindestmaß an Vorbereitung und an Bereitschaft sichergestellt werden, um die sich dabei bietenden Gelegenheiten nutzen zu können.

### 4.4.5 Fragen zum Zustand des Schilfgürtels aus der Perspektive des Brandmanagements

Es gibt mehrere aktuelle Kartierungen des Schilfgürtels und seiner Struktur, bzw. seines Altersaufbaus. Diese Karten müssten in Hinblick auf die Planung von Feuereinsätzen um **Informationen zur Dichte, Verteilung und Kontinuität von brennbaren Streuschichten** ergänzt werden. Im Zuge dessen sollte auch eine **Priorisierung der Flächen nach ihrer Behandlungsbedürftigkeit** erfolgen.

### 4.4.6 Fragen zur Anwendbarkeit der verschiedenen Brandtechniken im Neusiedler See-Schilfgürtel und zur praktischen Durchführung kontrollierter Brände

Die schonende Anwendung der verschiedenen Brandtechniken hat eine **gewisse Zugänglichkeit des abzubrennenden Gebiets zur Voraussetzung**, wenn man nicht gleich die technisch aufwendige Entzündung von kontrollierten Bränden aus dem Hubschrauber oder dem Kleinflugzeug ins Auge fassen will (in Zukunft ist wohl auch der billigere Einsatz von Drohen denkbar, deren derzeit rasante Entwicklung an diversen Kriegsschauplätzen wahrscheinlich neue Möglichkeiten für das Brandmanagement eröffnet). Sollen die Feuer allerdings vom Boden aus entzündet werden und kontrollierbar bleiben, so ist einerseits ein relativ dichtes Netzwerk an (temporären) Brandschneisen nötig und andererseits ein gleichzeitiges Legen mehrerer Feuerlinien (s. z.B. Streifenfeuer). In weiten Teilen des Schilfgürtels kann man sich zu Fuß entweder gar nicht, oder nicht schnell genug fortbewegen, um flexibel und rasch auf das Voranschreiten der Feuerfront reagieren zu können. Aus diesem Grund bleibt (abgesehen vom Hubschrauber- oder Drohneneinsatz) abseits bestehender, permanenter und gut zugänglicher Brandschneisen nur die Verwendung von Amphibien- und Raupenfahrzeugen, wie sie bei der Schilfernte eingesetzt werden. Eine Schilfernteraupe könnte in einem ersten Schritt eine temporäre Brandschneise in der notwendigen Länge und Ausrichtung zum Wind schneiden, auf der Rückfahrt würde dann mittels Drip-torch die angestrebte Feuerlinie gelegt und zur nächsten anzulegenden Schneise gewechselt. Ob dies praktikabel und sicher ist, müsste allerdings erst erprobt werden. Komplizierend kommt hinzu, dass so wie bei der Schilfernte die Schneisenflächen **möglichst wenig befahren werden sollten, um das Schilf hier nicht dauerhaft zu schädigen**. **Im tiefen Wasser ist allerdings mit Schäden zu rechnen, hier sollte danach gestrebt werden, mit möglichst wenigen Schneisen oder mit bestehenden Brandhindernissen auszukommen.** Da auch bei einer

Entzündung aus der Luft Schneisen gebraucht werden (evtl. weniger, falls mit Punktfeuern gearbeitet wird) bleibt das Problem der Schneisen-Anlage in jedem Fall bestehen.

Ob wirklich **alle beschriebenen Brandtechniken zur Anwendung kommen sollen, ist gesondert zu klären**. Die Antwort auf diese Frage hängt von den Zielsetzungen, den Auswirkungen der jeweiligen Technik und den Möglichkeiten zu einer schonenden Ausgestaltung des Feuereinsatzes ab. Wahrscheinlich wird es eine flexible Kombination von Gegenwind, Mitwind- und Punktfeuern brauchen.

### 4.4.7 Fragen zur Ausgestaltung und Lage von Brandschneisen und anderen Brandhindernissen

Aus der Untersuchung des Feuerverhaltens werden die **erforderlichen Eigenschaften von Brandschutzschneisen im Schilf abzuleiten sein, differenziert nach Feuertypen, der Menge und Verteilung des brennbaren Materials und den Standortsverhältnissen (trocken, nass, überschwemmt, mit oder ohne Eisdecke, etc.).** Die Hauptfrage wird sich um die **notwendige Mindest-Breite** der Schneisen drehen, aber auch Fragen des **Bewuchses** sind zu klären. Genügt es, auf den Schneisen Schilf einfach umzuschneiden und liegenzulassen, oder muss das Schnittgut abtransportiert werden? Wahrscheinlich kommt es dabei darauf an, ob die Schneise im trockenen Teilen des Schilfgürtels, oder in überschwemmten Bereichen verläuft. Die **Ausgestaltung einer Schneise, bzw. die Verstärkung eines bestehenden Brandhindernisses durch zusätzliche Maßnahmen** wird auch **von deren Aufgabe** abhängen, bzw. von der **Wertigkeit des zu schützenden Objekts**. Temporäre Schneisen mitten in ausgedehnten Schilfbeständen, die „nur“ zur Eingrenzung eines kontrollierten Feuers dienen, werden weniger aufwendig zu gestalten sein, als Schneisen, die Menschenleben, Infrastruktur oder hochrangige Naturschutzgüter zu schützen haben. Bei der Anlage von neuen Schneisen und Brandhindernissen sollte unbedingt darauf geachtet werden, dass damit der Schilfbestand und das Gelände nicht schwerwiegend verändert werden. **Ein allzu dichtes Schneisen-Netz, neue Baggerungen und Aufschüttungen sollten vermieden werden, um die Ungestörtheit und Naturnähe des Schilfgürtels nicht zu beeinträchtigen**. Die Erfordernisse eines pfleglichen Managements dürfen nicht dazu führen, dass der Schilfgürtel des Neusiedler Sees ein immer künstlicheres, vom Menschen stark verändertes System wird**. Der aktuelle, immer noch recht große Hemerobiegrad des Schilfgürtels ist ein Naturschutzwert an sich und darf durch das Management nicht gefährdet werden.**

### 4.4.8 Fragen zur Lage von bestehenden und potenziellen Brandschutzschneisen und sonstigen Feuerhindernissen

Zur Vorbereitung eines routinemäßigen Brandmanagements wird es einer **Kartierung und Evaluierung bereits bestehender Feuerhindernisse** (offene oder spärlich mit Schilf

bestandene Wasserflächen, Kanäle, Straßen, Anschüttungen etc.) brauchen. Darauf aufbauend sollte ein **Plan zu ihrer Nutzung, bzw. eventuell notwendigen Verstärkung erarbeitet werden.** Die Lage und Verteilung bestehender, m.o.w. permanenter Brandschutzschneisen wird großen Einfluss auf die Lage und Abgrenzung sinnvoller Gebietseinheiten für das Brandmanagement haben. Die Anlage temporärer Brandschutzschneisen muss sich an diesem Grundgerüst orientieren.

### 4.4.9 Fragen zur Lage von zu schützenden Objekten

Kartographisch erfasst werden muss nicht nur die vor Feuer zu **schützender Infrastruktur** (Seebäder, Häfen, Ferienhäuser, Straßen, etc.), sondern auch die Lage der **zu schützenden Naturwerte** (z.B. Grauweidengebüsche, Erlenbestände, Schreitvogel Koloniestandorte, Nationalparkkernzone, etc.). Zugleich sollte eine **Priorisierung** der schutzbedürftigen Werte/Objekte erstellt werden, um sie im Rahmen von Notfallplänen entsprechend berücksichtigen zu können.

### 4.4.10 Lage rauchsensitiver Gebiete

In Zusammenhang mit der Planung des Rauchmanagements muss auch die **Lage der rauchsensitiven Gebiete vorab erfasst werden**. Bezüglich der sonstigen Erfordernisse für das Rauchmanagement sei auf die oben zitierten Anleitungshandbücher verwiesen. Falls eine Modellierung von Brandszenarien durchgeführt wird, so würden Daten zu den rauchsensitiven Zonen natürlich auch dort auch einfließen. Sie könnten dann zur Planung kontrollierter Brände und zum Monitoring aktuell laufender Feuer verwendet werden.

### 4.4.11 Fragen zur Reaktion der Evertebraten, Amphibien und Vogelbestände auf das Brandmanagement

Da die meisten Untersuchungen ergeben haben, dass das Abbrennen von Schilfbeständen zumindest in kurzfristiger Perspektive negative Auswirkungen auf Evertebraten und Vögel hat, muss unbedingt geklärt werden, **unter welchen Voraussetzungen und mit welchen Vorkehrungen eine Erholung der Bestände auf den gebrannten Flächen möglich ist**. Das bedeutet, dass bei sorgfältig **ausgewählten Indikator-Arten unter den Evertebraten** Parameter wie **Bestandsgröße, Bestandsschwankungen, Vermehrungsraten, Verteilungsmuster, Habitatansprüche, Mindestflächenbedarf sowie Ausbreitungs- und Wiederbesiedlungsfähigkeit** untersucht werden müssen. Derartige Untersuchungen sind aufwendig und erstrecken sich meist über Jahre, ehe sie aussagekräftige Ergebnisse liefern können, es führt aber kein Weg daran vorbei. Aus den Ergebnissen sind dann die **Dauer der Intervalle zwischen den Pflegeeingriffen, die maximale Größe der abzubrennenden Flächen, die Ausdehnung von Refugialräumen und die räumlichen Beziehungen zwischen behandelten und unbehandelten Flächen abzuleiten**. Ziel ist es letztlich, ein **Rotationsschema** zu entwerfen, das die notwendige Pflege und Verjüngung der

Schilfbestände ermöglicht, ohne den Fortbestand der charakteristischen Artengarnitur langfristig zu gefährden. Bei der Artenauswahl ist darauf zu achten, **dass wenig mobile Arten wie Mollusken ebenso untersucht werden, wie mobilere und ausbreitungskräftigere Organismen** (z.B. Käfer, Spinnen, Schmetterlinge). Bei den generell viel besser untersuchten **Schilfvögeln** sollte vor allem die **optimale Dauer der Intervalle zwischen den Feuereinsätzen geklärt werden.** Weiters ist bei den Vögeln der **Mindestflächengröße von unbehandelten Flächen** sowie der **Auswirkung von Randlinieneffekten** besondere Aufmerksamkeit zu schenken. In fragmentierten und grenzlinienreichen Flächen ist u.U. der Prädationsdruck auf Vogelnester größer, als in ausgedehnten und relativ einheitlichen Schilfbeständen. Bei den **Amphibien** muss untersucht werden, **welche Rolle Dämme und Anschüttungen im Schilfgürtel als Überwinterungsplätze spielen**, um daraus die nötigen Schlussfolgerungen für den Feuereinsatz im Bereich solcher Strukturen zu ziehen.

### 4.4.12 Fragen zur Flächengröße der Managementeinheiten

Die ungewöhnliche Größe des Schilfgürtels des Neusiedler See stellt jeden Managementansatz vor Herausforderungen. **Beim Brandmanagement ist zu klären, wie groß die alljährlich zu pflegende Fläche sein muss**. Rein rechnerisch wären bei einer Umtriebszeit von 15 Jahren und einer Schilffläche von 6.657 ha (=Schilfflächen außerhalb der Kernzone des Nationalparks minus der 843 ha derzeit noch bewirtschafteter Fläche) **alljährlich 444 ha abzubrennen**. Das ist sehr viel und bedeutet einen beträchtlichen Aufwand, der noch dadurch größer wird, dass diese Fläche **nicht als einheitlicher Block abgebrannt werden kann, sondern in ein Mosaik aus viel kleineren, Managementeinheiten zerlegt werden muss, die mit Refugialgebieten verzahnt sind**. Wie dies logistisch und organisatorisch zu bewerkstelligen ist, muss geklärt werden.

Wenn es gelingt, die aufgelisteten Fragen zufriedenstellend zu beantworten, dann dürfte der **erfolgreichen Umsetzung eines Brandmanagements im Schilfgürtel des Neusiedler Sees nichts mehr im Wege stehen.**

Abschließend sei noch daran erinnert, dass neben den **allgemeinen Brandvorschreibungen für kontrollierte Feuer im Schilfgürtel des Neusiedler Sees** auch für **jede einzelne Brandaktion detaillierte Pläne und Karten** zu erstellen sind. Vorlagen für ihre Ausarbeitung findet man in den zitierten amerikanischen Feuermanagement-Handbüchern. Auch hinsichtlich der Fülle an **organisatorischen, logistischen und sicherheitstechnischen Fragen**, die vor einem Brandeinsatz zu klären sind, sei auf die zitierten Handbücher sowie die darin enthaltene **Checklisten und Ablaufpläne** verwiesen. Ihre Wiedergabe kann nicht Aufgabe der vorliegenden Studie sein, die auf die naturschutzrelevanten Aspekte zu fokussieren hatte.

## 5. Zusammenfassung

• Die vorliegende Studie beruht auf einer **Literaturrecherche zum Thema Brandmanagement als Naturschutzinstrument, mit speziellem Fokus auf die Pflege von Schilfbeständen mittels Feuer**. Ziel der Studie ist es, den naturschutzfachlichen Rahmen für ein mögliches Brandmanagement im Schilfgürtel des Neusiedler See abzustecken, diesbezügliche Handlungsoptionen aufzuzeigen und offene Fragen anzusprechen, die geklärt werden müssen, bevor zu einer großflächigen Umsetzung geschritten werden kann. Die Studie beschäftigt sich in erster Linie mit naturschutzfachlichen Aspekten des Brandmanagements, in Hinblick auf die nicht-aquatischen/semiterrestrischen Kompartimente des Schilfgürtels. Limnologische Fragen sowie Fragen der Luftgüte und des Klimaschutzes werden in anderen Projektmodulen bearbeitet.

• Die Studie wurde im Anschluss an das LE-Projekt „Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See“ (Nemeth et al. 2022) initiiert. Dieses Projekt hat aufgezeigt, dass **weite Teile des Schilfbestandes derzeit einem rasch fortschreitenden Absterbe-Prozess unterliegen**. Sie verlieren damit ihre Eignung für spezialisierte Schilfvögel, zu deren Schutz das Europaschutzgebiet Neusiedler See-Seewinkel-Nordöstliches Leithagebirge unter anderem eingerichtet wurde, und für die eine Erhaltungsverpflichtung nach der EU-Vogelschutzrichtlinie besteht.

**Hinter dem Schilfsterben am Neusiedler See dürfte vor allem die fortschreitende Akkumulation von toter Biomasse im Schilfgürtel stehen, die bei andauernder Wasserbedeckung mit der Zeit zu anoxischen Verhältnissen und zur Anreicherung von Giftstoffen im Substrat führt**. Dies hat zunächst eine Vitalitätsminderung der Schilfklone und schließlich deren Absterben zur Folge. Die langfristig persistierenden Giftstoffe scheinen auch die Verjüngung der Schilfbestände zu behindern, denn einmal abgestorbene Flächen werden vom Schilf nicht wieder besiedelt − zumindest so lange sie ständig wasserbedeckt bleiben. Durch den Absterbe-Prozess und die ausbleibende Verjüngung lösen sich die Schilfbestände zunehmend auf.

Die **Ursachen für die Akkumulation toter Biomasse liegen sowohl in der natürlichen Alterung des Schilfgürtels, als auch in seiner Nutzungsgeschichte sowie in den anthropogenen Veränderungen im Wasser- und Salzhaushalt des Sees**. In langfristiger Perspektive dürfte der Schlüssel für eine umfassende Sanierung des Schilfgürtels in der Wiederannäherung an die ursprünglichen ökologischen Verhältnisse im See liegen, das heißt im Zulassen einer größeren Amplitude an Wasserstands-Schwankungen, in verstärkten Wasser- und Salz-Rückhalt im See durch weitere Einschränkung der Wasserableitung sowie im Verzicht auf eine künstliche Wasserzuleitung.

Weil die Wiederherstellung eines naturnäheren Wasser- und Salzhaushalts ein längerfristiges Vorhaben ist, bedarf es zur Sanierung des Schilfbestände aber auch **kurz- und mittelfristiger Maßnahmen**. Dafür käme einerseits eine vermehrte Entnahme von Biomasse durch verstärkte Schilfernte in Frage und andererseits die Wiedereinführung des kontrollierten winterlichen Abbrennens von Schilfbeständen. Letzteres ist aus Luftreinhaltungs- und Klimaschutzgründen seit rund zwei Jahrzehnten verboten, obwohl regelmäßiger Feuereinsatz früher integraler Bestandteil der Schilfbewirtschaftung war. Da Nemeth et al. 2022 zeigen konnten, dass unter den bestehenden technischen, ökonomischen, klimatischen und ökologischen Voraussetzungen eine erhebliche Ausweitung der Schilfernte nicht realistisch ist, bleibt **als Mittel zur Reduktion der anfallenden Biomasse nur die (Wieder-)Einführung des Brandmanagements, sofern sich dieses sich in naturschonender Weise gestalten lässt.**

- In der Studie wird kurz auf die **Geschichte des Feuereinsatzes in der Landnutzung, in der Landschaftspflege und im Naturschutz** eingegangen. Dabei wird ausgeführt, dass Feuereinsatz in der Landnutzung zwar auch in Europa eine weit zurückreichende Tradition hat, dass diese allerdings ab dem 19. Jahrhundert im Zuge der Entwicklung der rationellen Forstwirtschaft zunehmend aufgeben und durch eine generell sehr negative Sicht der Rolle des Feuers in der Landschaft ersetzt wurde. Diese ablehnende Haltung gegenüber dem Feuergebrauch wurde von europäischen Einwanderern auch nach Nordamerika „exportiert“ und hat dort zu einer über Jahrzehnte hinweg praktizierten, radikalen Brandbekämpfungs- und Brandunterdrückungs-Politik geführt. Weil zahlreiche nordamerikanische Ökosysteme von Natur aus sehr viel stärker durch Feuer geprägt sind, als europäische Lebensräume und weil die indigene Bevölkerung Nordamerikas durch Jahrtausende hindurch großflächig aktives Brandmanagement betrieben hatte, bewirkte die importierte Brandunterdrückung tiefgreifende landschaftliche und ökologische Veränderungen. Als Reaktion darauf entstand in den USA die sogenannte „Fire Ecology“, die sich mit der Bedeutung natürlicher und anthropogener Feuer in der Landschaft befasst. Auf Grundlage dieses neuen Wissenschaftszweigs entwickelte sich in den 1960er und 1970er Jahren ein umfangreiches, praktisches Methodenrepertoire zum kontrollierten Einsatz von Feuer in der amerikanischen Forstwirtschaft, in der Landschaftspflege und im Naturschutz. “Prescribed Burning“ (= kontrolliertes Brennen) ist heutzutage ein aus den USA nicht mehr wegzudenkendes, sehr vielfältig und differenziert eingesetztes Instrument der Landnutzung und Landschaftspflege. Diese Entwicklung wurde in Europa zwar frühzeitig rezipiert, hat aber hier nur in beschränktem Umfang Eingang in die Praxis der Landschaftspflege gefunden. In jüngster Zeit hat sich in Europa die ablehnende Haltung gegenüber Bränden aus Gründen des Klimaschutzes und der Luftreinhaltung sogar noch verstärkt, und zu weitgehenden Restriktionen im Feuereinsatz geführt.

- In einem weiteren Abschnitt werden die **wichtigsten Erkenntnisse, Prinzipien und Techniken des amerikanischen Brandmanagements** beschrieben. Kontrolliertes Brennen

ist demnach die wissensbasierte Anwendung von Feuer in einem bestimmten Gebiet, um dort vorformulierte Ziele der Landnutzung bzw. Landschaftspflege zu erreichen. Kontrollierte Feuer werden von geschultem Personal auf Grundlage von vorweg ausgearbeiteten Vorschreibungen bzw. Regeln („prescriptions“) gelegt. Wesentlich ist, dass solche Feuer in wohl überlegter und geplanter Weise, unter genauer Beachtung der Witterungsverhältnisse, an definierten Örtlichkeiten und zur Erreichung vorab definierter Ergebnisse entzündet und geführt werden. Die Wahl des abzubrennenden Gebiets, des Brandzeitpunkts und der anzuwendenden Brandtechnik sowie der gesamte Erfolg des kontrollierten Brennens hängen wesentlich von den Witterungsverhältnissen vor und während des Feuereinsatzes, sowie von der Art, der Beschaffenheit, der Menge, der Verteilung und dem Zustand des brennbaren Materials ab. Unter den Witterungsfaktoren sind der Wind, die relative Luftfeuchtigkeit, die Bodenfeuchtigkeit, der Niederschlag, der Feuchtigkeitsgehalt des brennbaren Materials, die Lufttemperatur sowie die Schichtung, bzw. die Turbulenzverhältnisse in der Atmosphäre ausschlaggebend. In der Studie werden die jeweils geeigneten Konstellationen dieser Faktoren vorgestellt. Günstige Verhältnisse für ein sicheres und erfolgreiches Brennen sind demnach innerhalb einer Brandsaison oft nur an relativ wenigen Tagen gegeben. Um die Festlegung möglicher Brandtermine effizient zu gestalten und die Brandteams nicht in permanenter Bereitschaft halten zu müssen, empfiehlt sich eine Vorab-Analyse langfristiger Witterungsdaten, deren Ergebnisse in die regionalspezifischen Brandvorschreibungen für eine Region Eingang finden sollten. Die Entscheidung über die konkrete Durchführung einer Brandaktion fällt dann innerhalb des solcherart eingegrenzten Zeitraums aufgrund konkreter Messungen, die zeigen, dass die aktuelle Konstellation der relevanten Faktoren ein sicheres und wirksames Brennen ermöglicht.

• In der Studie werden sodann die **verschiedenen Brandtechniken, deren Anwendungen und Auswirkungen** vorgestellt. Unterscheiden wird zwischen Gegenwind-Feuern, Lauf- oder Mitwind-Feuern, Streifen-Laufeuern, Flankenfeuern und Punktfeuern. Diese Brandtechniken haben unterschiedliche Wirkungsweisen und müssen differenziert und je nach den Zielsetzungen des Feuereinsatzes, nach den Schauplätzen und den gerade herrschenden Standortsbedingungen angewandt werden. Die Studie beschreibt für die einzelnen Techniken die dazu vorliegenden Erkenntnisse und Empfehlungen. Ein eigener Abschnitt ist dem Rauchmanagement gewidmet, das für die öffentliche Akzeptanz von Brandvorhaben entscheidend ist. Zuletzt werden die wichtigsten Punkte hinsichtlich Planung, Logistik und Organisation von landschaftspflegerischen Feuereinsätzen besprochen.

• An die Beschreibung der praktischen Durchführung schließt ein Kapitel über **amerikanische Erfahrungen im Brandmanagement von Feuchtgebieten im Allgemeinen, und von Schilfbeständen im Besonderen** an. Trotz des hohen Stellenwerts des Feuergebrauchs im amerikanischen Naturschutz besteht in Hinblick auf Schilfgebiete eine

Sondersituation, als Brandmanagement hier fast ausschließlich zur Bekämpfung eingeschleppter europäischer Schilfklone eingesetzt wird. Letztere verhalten sich in Nordamerika als gefährliche invasive Neophyten, welche die autochthone Feuchtgebietsvegetation unterdrücken und deshalb vielerorts und mit den verschiedensten Mitteln bekämpft werden. Dabei hat sich der Feuereinsatz als nur begrenzt hilfreich erwiesen, weil er in vielen Fällen zu einer Förderung des Schilfwachstums führt. Die amerikanische Schilfliteratur ermöglicht damit indirekte Rückschlüsse für den geplanten Feuereinsatz am Neusiedler See, dessen Zielsetzung ja in der Beseitigung von angesammeltem organischem Material und in der Förderung der Vitalität und der Verjüngung von Schilfbeständen besteht. Trotz des einseitigen Fokus auf die Schilfbekämpfung erweisen sich die Erfahrungen aus Nordamerika als nützlich und werden in der Studie dargestellt.

- In weitere Folge wird die **europäische Literatur zum Abbrennen von Schilfbeständen** ausgewertet. Im Unterscheid zu Nordamerika findet ein Feuereinsatz im Schilf in Europa nur selten zu Pflege-, bzw. zu Naturschutzzwecken statt, sondern wird als Bestandteil der traditionellen Schilfnutzung behandelt. Die Dokumentation und Analyse seiner Auswirkungen erfolgt daher sehr oft zusammen mit jenen der Schilfernte, wobei die Folgen von Brand und Schnitt nur selten untereinander verglichen werden, sondern meist dem Unterlassen von Eingriffen gegenübergestellt werden. Separate Analysen der Feuerwirkung sind selten; weil das amerikanische Methodenrepertoire des kontrollierten Brennens in Europa bislang kaum Anwendung gefunden hat, wird zumeist auch nicht zwischen den Wirkungen verschiedener Brandtechniken unterschieden.

Dennoch zeigt sich in Übereinstimmung mit den amerikanischen Befunden, dass **ein winterliches Abbrennen Schilfbestände im Allgemeinen nicht schädigt, sondern sogar fördert.** Es führt allerdings zu deutlichen Veränderungen in der Dichte und Struktur des Röhrichts. Die Bewertung dieser Veränderungen fällt bei verschiedene Autor:innen unterschiedlich aus. Vor allem in britischen Schutzgebieten wird der **Feuereinsatz als bewährtes Mittel zur Beseitigung von angesammeltem organischem Material, zur Verlangsamung der Verlandung und zur Verjüngung „überalterter" Schilfbestände** propagiert. Kritisch ist hier allerdings anzumerken, dass britische Schilfflächen meist sehr klein sind und sich in intensiv gemanagten Schutzgebieten finden, in denen zu Arten- und Biotopschutzzwecken auch hydrologische Parameter nach Belieben manipuliert werden können, was eine naturschutzkonforme Gestaltung des Feuereinsatzes erleichtert. Bei der Übertragung des britischen „Präzisions-Naturschutzes", der sich auf eine weitgehende Steuerbarkeit der Umweltparameter stützt, auf viel größere, wesentlich naturnähere und damit schwerer kontrollierbare Feuchtgebiete wie den Neusiedler See ist Vorsicht geboten.

Überwiegend negativ fällt in der europäischen Literatur die Beurteilung von Schilfbränden aus, was die **Wirkung auf schilfbewohnende Evertebraten** betrifft. So wie Mahd und Beweidung verringern Brände die Abundanz und Artenvielfalt schilfgebundener Evertebraten. Besonders negativ wirken sich Feuer auf Arten aus, die in toten Schilfhalmen und in der Knick- und Streuschicht von Schilfbeständen überwintern. Die negativen Auswirkungen sind bei verschiedene Artengruppen zwar unterschiedlich, aber in vielen Fällen doch beträchtlich.

Für **Amphibien** haben winterliche Schilffeuer hingegen nur geringe Relevanz, weil die meisten Arten in terrestrischen Habitaten überwintern und von den unmittelbaren Brandwirkungen nicht betroffen sind. Allerdings ist nachwachsendes dichtes Jungschilf für Amphibien weniger attraktiv, als aufgelockerte, strukturreiche Altbestände. In kurzfristiger Perspektive können Brände daher die Habitateignung für Amphibien verringern. Zu beachten ist auch, dass Überwinterungsplätze unter u.U. auf Dämmen und anderen Erhebungen im Schilfbestand liegen können, die von einem Brand mitbetroffen sind.

**Schilfvögel** werden von den unmittelbaren Folgen eines Schilfbrandes zumeist negativ beeinflusst, einerseits, weil das Feuer ihre Nahrungsbasis (schilfbewohnende Evertebraten) in Mitleidenschaft zieht und andererseits, weil sich nach einem Brand die Schilfstruktur in ungünstiger Weise verändert. Speziell die auf Altschilfbestände mit wohlausgebildeter Knick- und Streuschicht angewiesenen Vogelarten verlieren durch Schilffeuer zeitweilig ihren Lebensraum.

**Sowohl bei Evertebraten, als auch bei Vögeln hängt allerdings die längerfristige Wirkung von Bränden von der Größe, der räumlichen Anordnung und der Konnektivität gebrannter und unbeeinflusster Flächen ab**. Wenn eine ausreichend große standörtliche Heterogenität erhalten bleibt und ein Nebeneinander von Eingriffs- und Nicht-Eingriffsflächen gewährleistet ist, wenn für Übergänge zwischen verschiedenen Entwicklungsstadien gesorgt wird und eine zeitliche Staffelung der Eingriffe erfolgt, dann erholen sich die untersuchten Evertebratenbestände meist rasch. Da zudem die Alterungs- und Sukzessionsvorgänge im Schilf nach einem Brand wieder einsetzen, stellen sich mit der Zeit auch die von Schilfvögeln bevorzugten Strukturen wieder ein. **Durch ein räumlich und zeitlich abgestufte Rotationsschema für das Brandmanagement im Schilf könnte das bestehende Dilemma zwischen kurzfristig negativen Wirkungen des Feuereinsatzes auf viele spezialisierte Schilfbewohner, und der längerfristigen Notwendigkeit, Sukzessionsprozesse und Verlandungsvorgänge zu bremsen sowie überalterte Schilfbestände zu verjüngen, aufgelöst werden.** Die ausreichende Berücksichtigung von Flächenansprüchen, Mindestpopulationsgrößen sowie Vermehrungs-, Ausbreitungs- und Wiederbesiedlung-Kapazitäten der betroffenen Arten entscheidet dann darüber, ob sich ein Feuereinsatz in längerfristiger Perspektive als förderlich, oder kontraproduktiv erweist.

- In einem abschließenden Kapitel werden schließlich **zu klärende Forschungsfragen** für ein mögliches künftiges Brandmanagement im Schilfgürtel des Neusiedler Sees skizziert und **Handlungsoptionen** aufgezeigt.

Hinsichtlich der **Zielsetzungen** stellt sich die grundsätzliche Frage nach dem Ausmaß des Beitrags, den ein Brandmanagement zur Reduktion des anfallenden organischen Materials leisten kann, speziell wenn der Feuereinsatz nur in größeren zeitlichen Abständen erfolgt. Auch ist zu klären, wie sehr das Brandmanagement dazu geeignet ist, eine nachhaltige Vitalitätssteigerung des Schilfes zu bewirken, wenn sich organisches Material über Jahrzehnte angesammelt hat und im Substrat wachstums- und verjüngungshemmende Bedingungen herrschen. Zu untersuchen ist auch, wie ein Brandmanagement unterschiedlich lange überschwemmter Teile des Schilfgürtels gestaltet werden müsste, um der erheblichen standörtlichen Heterogenität gerecht zu werden. In puncto Zielsetzungen sind auch die Unterscheide zwischen den aus Naturschutzgründen gebrannten Flächen und den im Rahmen der Schilfbewirtschaftung zu behandelnden Flächen herauszuarbeiten und auf bestehendes Konfliktpotenzial und mögliche Synergien zu untersuchen. Auch hinsichtlich des Umgangs mit Bränden in der Kernzone des Nationalparks (die explizit nicht Gegenstand der vorliegenden Studie waren) sind zahlreiche offene Fragen zu klären, allein schon deswegen, weil bei künftig vermehrtem Feuereinsatz außerhalb des Nationalparks die Gefahr von unerwünschten Bränden in der Kernzone steigen wird. Die Kernzone ist per definitionem und Gesetz eingriffsfrei zu halten.

Hinsichtlich der **praktischen Umsetzung eines Brandmanagements** wird auf die notwendige Klärung von Fragen zu den günstigsten meteorologischen Konstellationen hingewiesen, um regionsspezifische, allgemein Brandvorschreibungen ausarbeiten zu können. Von großer Praxisrelevanz wird auch die Klärung von Fragen der räumlichen Verteilung des abzubrennenden Materials und seiner Entflammbarkeit bei unterschiedlichen Witterungsbedingungen sein, insbesondere was die Streu- und Knickschicht betrifft. Dazu braucht es vertiefende Erhebungen der Schilfstruktur. Zu untersuchen sind weiters offene Fragen zum Feuerverhalten speziell bei Schilfbränden und zu den Auswirkungen der verschiedenen Brandtechniken. Auch die Ausgestaltung von Brandschneisen sowie Fragen der Zugänglichkeit und Erreichbarkeit müssen geklärt werden, da die meisten Brandtechniken ein Mindestmaß an Begehbarkeit bzw. Befahrbarkeit der abzubrennenden Flächen voraussetzen. Zu erheben sind die Lage und Verteilung von Objekten, Infrastrukturen und Gebietsteilen im Schilfgürtel, die wirksam vor Bränden zu schützen sind. Darauf aufbauend muss eine Erhebung bereits bestehender Feuerhindernisse erfolgen und der Bedarf für die Neuanlage von Brandschneisen festgestellt werden. Zu erfassen sind weiters die rauchsensitiven Gebiete, als Grundlage für ein wirksames Rauchmanagement.

Bei ausgewählten Indikatorarten unter den Evertebraten, Amphibien und Schilfvögeln ist zu untersuchen, unter welchen Voraussetzungen negative Effekte minimiert werden können und unter welchen Umständen eine rasche Erholung der Bestände auf den gebrannten Flächen ermöglicht wird. Dazu müssen bei den Indikatorarten Bestandsgrößen, Bestandsschwankungen, Vermehrungsraten, Verteilungsmuster, Habitatansprüche, Mindestflächenbedarf sowie Ausbreitungs- und Wiederbesiedlungsfähigkeit untersucht werden. Aus den Ergebnissen sind die optimalen Intervalle zwischen den Pflegeeingriffen, die maximale Größe der abzubrennenden Flächen, die Ausdehnung von Refugialräumen und die räumlichen Beziehungen zwischen behandelten und unbehandelten Flächen abzuleiten. Damit können die Grundlagen für ein naturschonendes Rotationsschema im Brandmanagement erarbeitet werden. Zu beachten ist bei der Auswahl der Indikatorarten, dass darin auch wenig mobile und damit potenziell besonders beeinträchtigte Organismengruppen vertreten sein sollten, wie z.B. Mollusken, die bisher in einschlägigen Untersuchungen vernachlässigt worden sind. Angesicht der ungewöhnlichen Größe des Neusiedler See-Schilfgürtels muss auch berechnet werden, wie groß bei einer gegebenen Umtriebszeit die jährlich zu behandelnden Flächen sein sollten, und was dies für die Planung und Durchführung von Brandaktionen bedeutet. Offen ist auch noch die Frage, welche logistischen und organisatorischen Herausforderungen sich aus der angestrebten Mosaikstruktur von gebrannten Flächen und unbehandelten Räumen ergeben. Ein zu kleinteiliges Mosaik würde den Aufwand unverhältnismäßig erhöhen, während beim Abbrennen sehr großer Gebietsteile die Mosaikstruktur verloren ginge.

- An die Klärung all dieser offenen Fragen muss sich die **Ausarbeitung von allgemeinen Brandvorschreibungen und von detaillierten Ablaufplänen, der Aufbau der notwendigen Organisationsstrukturen** und die **Beschaffung der benötigten Ausrüstung** anschließen, damit kontrolliertes Brennen zu einem effizienten und routinemäßig eingesetzten Instrument des Schilfmanagements am Neusiedler See werden kann.

## 6. Literatur

Ailes, M. C. (1993): *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex. Steud. community response to fire. Thesis University of Maryland, Eastern Shore. 144 pp..

Ailstock, M. S., Norman, C. M. & P. J. Bushmann (2001): Common Reed *Phragmites australis*: Control and Effects Upon Biodiversity in Freshwater Non-Tidal Wetlands. Restoration Ecology 9 (1), pp. 49-59.

Alexander. M. E. & D. A, Thomas (2006): Prescribed Fire Case Studies, Decision Aids and Planning Guides. Fire Management Today vol. 66, No. 1 pp. 5-20.

Andersen, L. H., Nummi, P., Rafn, J., Frederiksen, C. M. S., Kristjansen, M. P., Lauridsen, T. L., Trøjelsgaard, K., Pertoldi, C., Bruhn, D., & S. Bahrndorff, (2021): Can reed harvest be used as a management strategy for improving invertebrate biomass and diversity? Journal of Environmental Management, 300, pp. 1-11.

Antoniazza, M, Clerc, C., Le Nédic, C., Sattler, T. & G. Lavanchy (2018): Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: evidence from a 30-year experiment. Biodiversity Conservation 2, pp. 749-763.

Asaeda, T. & S. Karunaratne (2000): Dynamic modeling of the growth of *Phragmites australis*: model description. Aquatic Botany 67, pp. 301-318.

Bisson, P. A., Riemann, B. E., Luce, C. Hessburg, P. F., Lee, D. C., Kershner, J. L., Reeves, G. H. & R. E. Greswell (2003): Fire and aquatic ecosystems of the western USA: current knowledge and key questions. Forest Ecology and Management 178, pp. 213-229.

Boby, L.A., Fawcett, J.E., Clabo, D., Harriman, H., Maggard, A., Coulliette, B., Kays, L. & McNair, S. (2023). Guidebook for Prescribed Burning in the Southern Region. University of Georgia Cooperative Extension Bulletin 1560. UGA Warnell School of Forestry & Natural Resources Outreach Publication, WSFNR-23-16A, Athens, Georgia, 220 pp. Download: https://secure.caes.uga.edu/extension/publications/files/pdf/B%201560_2.PDF

Boone, J. L., Furbish, C. E. & K. Turner (1987): Control of *Phragmites communis*: results of burning, cutting, and covering with plastic in a North Carolina salt marsh. CPSU Technical Report 41.: University of Georgia, Institute of Ecology, Cooperative Park Studies Unit. 15 pp.

Burian, K. & H. Sieghardt (1979): The primary producers of the *Phragmites* belt, their energy utilization and water balance. In Löffler, H. ,ed. (1979): Neusiedlersee: the limnology of a shallow lake in Central Europe. Monographiae Biologicae 37, W. Junk Publishers, The Hague-Boston-London, pp. 251-272

Buttler, A. (1992): Permanent plot research in wet meadows and cutting experiment. Vegetatio 103, pp. 113-124.

Campbell, J.H., Fawcett, J.E., Godwin, D.R. & L.A. Boby, 2020. Smoke Management Guidebook for Prescribed Burning in the Southern Region. University of Georgia, Warnell School of Forestry and Natural Resources. Outreach Publication WSFNR-20-91A. Download from: https://gatrees.org/wp-content/uploads/2021/10/Smoke-Management.pdf

Cronon, W. (2003): Changes in the Land − Indians, Colonists and the Ecology of New England. Hill and Wang, New York, 257 pp..

Cross, D. H. (1983): Wildlife habitat improvement by control of *Phragmites communis* with fire and herbicide. Thesis Colorado State University. Fort Collins 81 pp..

Csaplovics, E., Wolfram, G., Kum, G. & P. Riedler (2020): Schilfstruktur und Morphologie. Teilbericht im Rahmen der angewandten hydrologischen und limnologischen Basisuntersuchungen zum Projekt REBEN – Reed Belt Neusiedler See/Fertő (Interreg-Projekt AT-HU 2014-2020). Studie im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 5 – Baudirektion, Wien, 123 pp..

Dawson, C. P. & J. C. Hendee (2009): Fire in Wilderness Ecosystems. In: Dawson, C. P. & J. C. Hendee (eds.): Wilderness management - stewardship and protection of resources and values, 4th edition. International Wilderness Leadership (WILD) Foundation. Fulcrum Publihing, Golden, Colorado, pp. 275-307.

Deutscher Wetter Dienst (2024): Umweltvorhersage −Definition Mischungsschichthöhe. (https://www.dwd.de/DE/forschung/wettervorhersage/num_modellierung/03_umweltvorhersage/mischungsschichthoehen.html#:~:text=Die%20Mischungsschichth%C3%B6he%20beschreibt%20die%20Obergrenze,Prozesse%20und%20Luftbestandteile%20innerhalb%20ca.)

Dithlogo, K. M., James, R., Laurence, B. R. & W. J. Sutherland (1992): The effects of conservation management of reed beds. I. The invertebrates. Journal of Applied Ecology 29, pp. 265-276.

Dvorak, M., Nemeth, E., Tebbich S., Rössler, M. & K. Busse (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See-Seewinkel. Biologische Station Neusiedler See (BFB)-Bericht 86, 69 pp..

Engloner, A. I. (2009): Structure, growth dynamics and biomass of reed (Phragmites australis) – A review. Flora 204, pp. 331-346.

Eurasian Fire in Nature Conservation Network-webpage (2024): https://gfmc.online/programmes/natcon/natcon.html (accessed 29. April 2024)

Fowler, C. & E. Konopik (2017) The History of Fire in the Southern United States. Human Ecology Review, Vol. 14, No. 2, pp. 165-176.

Frömel, R. (1980): Die Verbreitung im Schilf überwinternder Arthropoden im westlichen Bodenseegebiet und ihre Bedeutung für Vögel. Vogelwarte 30, pp. 218-254.

Führer, E. (2010): Schnittpunkte der Schilfwirtschaft und des Naturschutzes am Neusiedler See. Dipl. Arb. Univ. Bodenkultur, Wien. 228 pp..

Glaser, F., Ludwig, G., Nüsken, U., Sztatecsny, M. & G. Wöss (2022); Teilbericht Amphibien: In: Nemeth, E., Dvorak, M., Glaser, F., Kohler, B. & M. Schwienbacher (2022): Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See. Projekt-Endbericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt. 4, Hauptreferat Naturschutz und Landschaftspflege, 251 pp..

Global Fire Monitoring Center/Fire Ecology Research Group Freiburg (2010): White Paper on Use of Prescribed Fire in Land Management, Nature Conservation and Forestry in Temperate-Boreal Eurasia. Edited and Published on Behalf of the Participants of the 2008 Symposium on Fire Management in Cultural and Natural Landscapes, Nature Conservancy and Forestry in Temperate-Boreal Eurasia and of Members of the Eurasian Fire in Nature Conservation Network (EFNCN), Freiburg Germany, 28 pp.. Download from: https://gfmc.online/wp-content/uploads/EFNCN-White-Paper-2010-1.pdf

Goldammer, J. G. (1978): Feuerökologie und Feuermanagement. VW-Symposium Feuerökologie. Freiburger Waldschutz-Abhandlungen Band 1, Heft 2, 150 pp..

Goldammer, J. G. (2007): Feuerökologie − Einführung und Durchsetzung eines Begriffs. In: Busch, B. (Hrsg.): Jetzt ist die Landschaft ein Katalog voller Wörter. Beiträge zur Sprache der Ökologie. Valerio 5, pp. 119-127.

Goldammer, J. G., Page, H. D. & S. Montag (1997): Nutzung des Feuers in mittel- und nordeuropäischen Landschaften Geschichte, Methoden, Probleme, Perspektiven. Alfred Toepfer-Akademie für Naturschutz Schneverdingen NNA-Berichte 10 Heft 5 pp. 18-17. Download: https://www.nna.niedersachsen.de/publikationen/nna_berichte/nna-berichte-137026.html

Goldammer, J. G., Prüter, J. & H. D. Page (1997): Feuereinsatz im Naturschutz in Mitteleuropa - Ein Positionspapier – Alfred Toepfer-Akademie für Naturschutz Schneverdingen NNA-Berichte 10 Heft 5 pp. 2-17. Download: https://www.nna.niedersachsen.de/publikationen/nna_berichte/nna-berichte-137026.html

Goldammer, J. G., Brunn, E. Hoffmann, G. Keienburg, T. Mause, R. Page, H. Prüter, J. Remke, E. & M. Spielmann (2009): Einsatz des kontrollierten Feuers in Naturschutz, Landschaftspflege und Forstwirtschaft – Erfahrungen und Perspektiven für Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt 73, BfN, Bonn-Bad Godesberg, pp. 137-164

Granéli, W. (1989): Influence of standing litter on shoot production in reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudel. Aquatic Botany 35, pp. 99–109.

Granéli, W. (1990): Standing crop and mineral content of reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Studel, in Sweden – Management of reed stands to maximize harvestable biomass. Folia Geobot. Phytotaxon. 25, pp. 291-302.

Graveland, J., (1999): Effect of reed cutting on density and breeding success of Reed Warbler *Acrocephalus scirpacaeus* and Sedge Warbler *A. schoenobaenus*. Journal of Avian Biology 30, pp. 469–482.

Greenall, J. A. (1995): First-year regrowth of three marsh plant communities after fall and spring fires in the Delta Marsh, Manitoba. Winnipeg, Thesis University of Manitoba. 122 pp..

Grüll, A. & E. Zwicker (1993): Zur Siedlungsdichte von Schilfsingvögeln (*Acrocephalus* und *Locustella*) am Neusiedlersee in Abhängigkeit vom Alter der Röhrichtbestände. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68, pp.159-171.

Gucker, C. L. (2008): *Phragmites australis.* In: Online Fire Effects Information System,. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fire Sciences Laboratory. 72 pp. Download from: https://www.fs.usda.gov/database/feis/plants/graminoid/phraus/all.html

Hafner, F. (1994): Mehrfachnutzung des Waldes − Waldfeldbau. In: Österreichischer Forstverein (Hrsg.): Österreichs Wald − Vom Urwald zur Forstwirtschaft, Wien. S. 113-115.

Hardman C. J., Harris, D., Sears, J. & N. Droy (2012): Habitat associations of invertebrates in reedbeds, with implications for management. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 22, pp. 813-826.

Haslam, S. M.(1969): The development and emergence of buds in *Phragmites communis* Trin. Annals of Botany. 33, pp. 289-301.

Haslam, S. M. (2010): A Book of Reeds. 2nd Reprint 2021. Tina's Fine Art UK, 266 pp.

Hawke, C. J. & P. V. José (1996): Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. Royal Society for the Conservation of Birds, The Lodge, Sandy, Beds.. 212 pp.

Hazelton, E. L. G., Mozdzer, T.J., Burdick, D. M., Kettenring, K. M. & D. F. Whigham (2014): *Phragmites australis* management in the United States: 40 years of methods and outcomes. AoB PLANTS 6, pp. 1-19.

Imhof, G. (1979). Arthropod communities connected with *Phragmites*. In: Löffler, H. (eds) Neusiedlersee: The Limnology of a Shallow Lake in Central Europe. Monographiae Biologicae, vol 37. W. Junk Publishers The Hague-Boston-London, pp. 389-397.

Ingram, H. A. P., Barclay, A. M., Coupar, A. M., Glover, J. G., Lynch, B. M. & J. J. Sprent (1980): *Phragmites* performance in reed beds in the Tay Estuary. In: Proceedings of the Royal Society of Edinburgh 78B, pp. 89-107.

Keienburg, T. & Prüter, J. (Hrsg., 2004): Feuer und Beweidung als Instrumente zur Erhaltung magerer Offenlandschaften in Nordwestdeutschland - Ökologische und sozioökonomische Grundlagen des Heidemanagements auf Sand- und Hochmoorstandorten. Alfred Toepfer-Akademie für Naturschutz NNA-Berichte 17. Jg., H. 2. Schneverdingen. 221 pp..

Kerschbaumer, N. (2007): Über alpine Brandwirtschaft in Kärnten. In: Merlin, F. W., Hellebart, S. & M. Machatschek: Bergwelt im Wandel. Festschrift Erika Hubatschek zum 90. Geburtstag. Verlag des Kärntner Landesarchivs, Klagenfurt, pp. 141-148.

Knoll, T. (1986): Der Schilfschnitt am Neusiedler See. Analyse einer Landnutzung für Landschaftsplanung. Seminararbeit Univ. f. Bodenkultur Wien, 66 pp..

Kovács, M., Turcsányi, G., Tuba, Z. S., Wolcsánszky, E., Vásárhelyi, T., Dely-Draskovits, Á., Tóth, S., Koltay, A., Kaszab, L., Szőke, P. & B.Jankó (1989): The decay of reed in Hungarian lakes. Symp. Biol. Hung. 38, pp. 461-471.

Krail, J., Rixrath, D., Plank, H., Ragossnig, A., Wartha, C., Kitzler, H., Pfeifer, C., Hofbauer, H. & G. Beckmann (2013): Projektbericht ENEREED − Sustainable Energy Conversion from Reed. Projekt im Rahmen von Neue Energien 2020 - 2. Ausschreibung des Klima- und Energiefonds des Bundes. Fachhochschule Pinkafeld, Technische Universität Wien und Technisches Büro für Maschinebau und Energietechnik Beckmann. Fachhochschule Burgenland, Pinkafeld, 104 pp..

Kraus, D., Wohlgemuth, Th. & M. Conadera (2019): Störungen durch Feuer in Waldökosystemen: Prozesse und Managementstrategien. In: Wohlgemuth, Th., Jentsch, A. & R. Seidl: Störungsökologie. Haupt Verlag, Bern, pp.129-155.

Kruse, A. D. & K. F. Higgins (1998): Effects of prescribed fire upon wildlife habitat in northern mixed-grass prairie. In: Alexander, M. E. & G. F. Bisgrove: The art and science of fire management: Proceedings of the 1st Interior West Fire Council annual meeting and workshop; 1988 October 24-27, Kananaskis Village, AB. Information Report NOR-X-309.

Lambertini, C., Gustafsson, M. H. G., Frydenberg, J. Lissner, J. Speranza, M. & H. Brix (2006). A phylogeographic study of the cosmopolitan genus *Phragmites* (Poaceae) based on AFLPs. Plant Systematics and Evolution 258, pp. 161-182.

Lambertini, C. Sorell, B. K., Riis, T., Olesen, B. & H. Brix (2012): Exploring the Borders of European *Phragmites* within a cosmopolitan genus. AoB PLANTS 2012, pp. 1-18.

Leisler, B. (1981): Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, Sylviinae). 1. Habitattrennung. Die Vogelwarte 31, pp. 357-381.

Lunsford, J. (2006): Prescribed Fire in the Southeast – Five Steps to a Successful Burn. Fire Management Today vol. 66, No. 1, pp. 90-97.

Mérő, T. O., Lontay, L. & Sz. Lengyel (2015): Habitat management varying in space and time: the effects of grazing and fire management on marshland birds.Journal of Ornithology, Volume 156, pp. 579–590.

Mester, B., Szalai, M., Mérő, T. O., Puky, M. & Sz. Lengyel (2015): Spatiotemporally variable management by grazing and burning increases marsh diversity and benefits amphibians: A field experiment, Biological Conservation, Volume 192, pp. 237-246.

Mook J. H. & van der Toorn (1982): The Influence of Environmental Factors and Management on Stands of *Phragmites australis*. II. Effects on yield and its relationship with shoot density. Journal of Applied Ecology Vol. 19, No. 2 pp. 501-517.

Mochnacka-Lawacz, H. (1974): The effects of mowing on the dynamics of quantity, biomass and mineral contents of reed (*Phragmites communis* Trin.). Pol. Arch. Hydrobiol. 21, pp. 381-386.

Natural England and RSPB (2019): Climate Change Adaptation Manual - Evidence to support nature conservation in a changing climate, 2nd Edition. Chapter 13. Reedbeds Natural England, York, UK, pp. Pp. 136-141.

Nemeth, E., Dvorak, M. (2022): Reed die-back and conservation of small reed birds at Lake Neusiedl, Austria. J Ornithol 163, pp. 683–693.

Nemeth, E., M. Dvorak, T. Knoll, B. Kohler, S. Mühlbacher & F. Werba (2014): Managementplan für den Neusiedler See als Teil des Europaschutzgebietes Neusiedler See - Nordöstliches Leithagebirge. Studie im Auftrag des Vereins BERTA, Eisenstadt, 245 pp.

Nemeth, E., Dvorak, M., Glaser, F., Kohler, B. & M. Schwienbacher (2022): Entwicklung nachhaltiger Schilferntetechniken und Monitoring Schilfgürtel Neusiedler See. Projekt-Endbericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung Abt. 4, Hauptreferat Naturschutz und Landschaftspflege, 251 pp..

Osborne, T. Z., Kobziar, L.N., & P. W. Inglett (2013): Special Issue Fire and Water: New Perspectives on Fire´s Role in Shaping Wetland Ecosystems. Fire Ecology vol. 9 no. 1, pp. 1-5.

Ostendorp, W. (1991): Damage by episodic flooding to Phragmites reeds in a prealpine lake: proposal of a model. Oecologia 86, pp. 119-124.

Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 68, pp. 173-280.

Ostendorp, W. (1995): Effect of management on the mechanical stability of lakeside reeds in Lake Constance-Untersee. Acta Oecologica 16, pp. 277-294.

Ostendorp, W. (1999): Management impacts on stand structure of lakeshore Phragmites reeds. International Review of Hydrobiology 84, pp. 33-47.

Ostendorp, W., Dienst, M. & K. Schmieder (2003): Disturbance and rehabilitation of lakeside Phragmites reeds following an extreme flood in Lake Constance (Germany). Hydrobiologia 506–509, pp. 687–695.

Packer, J. G., Meyerson, L. A., Skálová, Pyšek, P. & C. Kueffer (2017): Biological Flora of the British Isles: *Phragmites australis*. Journal of Ecology 105, pp. 1123-1162.

Poulin, B. & G. Lefebvre (2002): Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. Biodivers. Conserv. 11, pp. 1567-1581.

Pühringer, G. (1975): Zur Faunistik und Populationsdynamik der Schilfspinnen des Neusiedler Sees. Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften (mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Abt. I, 184, pp. 379-419.

Pyne, S.J. 1997. Fire in America: A cultural history of wildland and rural fire. 2nd edition University of Washington Press, 680 pp.

Ries, W. (1976): Der Feuereinsatz und seine Technik in der Landschaftspflege. Natur und Landschaft 51, Heft 10, S. 284-287.

Rodewald-Rudescu, L. (1974): Das Schilfrohr *Phragmites communis* Trinius. Die Binnengewässer − Einzeldarstellungen aus der Limnologie und ihren Nachbargebieten, Band 27, Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 302 pp. + 11 Tafeln.

Rolletschek, H., Rolletschek, A., Hartzendorf, T., Kohl, J. G. (2000): Physiological consequences of mowing and burning of *Phragmites australis* stands for rhizome ventilation and amino acid metabolism. Wetlands Ecology and Management 8, pp. 425-433.

Saltonstall K. (2002) Cryptic invasion by a non-native genotype of the common reed, *Phragmites australis*, into North America. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 99: pp. 2445–2449.

Schneiter, F. (1970): Agrargeschichte der Brandwirtschaft. Forschungen zur geschichtlichen Landeskunde der Steiermark 25, Herausgegeben von der Historischen Landeskommission für Steiermark, Graz, 161 pp..

Schlichtemeier, G. (1967): Marsh burning for waterfowl. In: Proceedings, 6th annual Tall Timbers fire ecology conference; 1967 March 6-7; Tallahassee, FL. Tall Timbers Research Station Publication no 6., pp. 40-46.

Schmidt, M. H., Lefebvre, G., Poulin, B. & T. Tscharntke (2005): Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. Biological Conservation Volume 121, Issue 2, pp. 157-166.

Sieghardt, H. & R. Maier (1985): Produktionsökologische Untersuchungen an *Phragmites*-Beständen im geschlossene Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Wiss. Arb. Burgenland Sonderband 72, pp. 190-221.

Shay, J. M., Thompson, D. J., & C. T. Shay, (1987): Post-fire performance *of Phragmites australis* (Cav.) Trin. in the Delta Marsh, Manitoba, Canada. Arch. Hydrobiol. Be ih.Ergebn. Limnol. 27, pp. 95-103.

Tanneberger, F. Kroguliec, J & A. Kozulin (2009): Feuermanagement im Niedermoor –Beispiel aus Polen und Weißrussland. Naturschutz und Biologische Vielfalt 73, pp. 179-188.

Tanneberger, F., Bellebaum J., Völlm, C., Sellin, D. & K. Vegelin (2012): Wiesenbrüter im Schilf? – Ergebnisse der sommerlichen Pflegemahd eines LIFE-Projektes im Unteren Peenetal mit Vorschlägen zur Optimierung als Wiesenbrütergebiet. Ornithol. Rundbr. Mecklenbg.-Vorpomm. Bd. 47, Sonderheft 1, pp. 52-65.

Taylor, N. G., Grillas, P., Smith, R. K. & W. J. Sutherland (2021): Marsh and Swamp Conservation: Global Evidence for the Effects of Interventions to Conserve Marsh and Swamp Vegetation. Conservation Evidence Series Synopses. University of Cambridge, Cambridge, UK. pp. 151-164, pp. 177-183 & pp. 215-221; Download from: https://api.repository.cam.ac.uk/server/api/core/bitstreams/7e94089d-2318-4bdf-a258-dfea8869b323/content

Tewksbury, L., Casagrande, R., Blossey, B., Häfliger, P. & M. Schwarzländer (2002): Potential for Biological Control of *Phragmites australis* in North America. Biological Control 23, pp. 191–212.

Thompson, D. J. & J. M. Shay (1985): The effects of fire on *Phragmites australis* in the Delta Marsh, Manitoba. Canadian Journal of Botany 63, no. 10, pp. 1864–1869.

Thompson, D. J. & J. M. Shay (1989): First-year response of a *Phragmites* marsh community to seasonal burning. Canadian Journal of Botany 67 pp. 1448-1455.

Thompson, D. J. (1981): Effects of fire on *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and associated species at Delta Marsh, Manitoba. Thesis University of Manitoba, 199 pp..

Toorn J. van der & J. H. Mook (1982): The Influence of Environmental Factors and Management on Stands of Phragmites australis. I. Effects of Burning, Frost and Insect Damage on Shoot Density and Shoot Size. Journal of Applied Ecology Vol. 19, No. 2, pp. 477-499

Tscharntke, T. (1992): Fragmentation of *Phragmites* Habitats, Minimum Viable Population Size, Habitat Suitability, and Local Extinction of Moths, Midges, Flies, Aphids, and Birds. Conservation Biology, Vol. 6, No. 4, pp. 530-536.

Tscharntke, T. (1999): Insects on common reed (*Phragmites australis*) : community structure and the impact of herbivory on shoot growth. Aquatic Botany 64, pp. 399-410.

US Forest Service (2006): Prescribed Fire Case Studies, Decision Aids and Planning Guides. Fire Management Today. Vol 66, No. 1, 108 pp. Download from: https://www.fs.usda.gov/managing-land/fire/fire-management-today/fire-management-today-volume-66-issue-01

Vadász, Cs., Német, E., Biró, C. & T. Csörgö (2008): The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. Acta Zool. Acad. Sci. Hung. 54 (Suppl.). pp. 177-188.

Valkama, E, Lyytinen, S. & J. Koricheva (2008): The impact of reed management on wildlife. A meta-analytical review of European studies. Biological Conservation 141, pp. 364-374.

Wade, D. D. & J. D. Lunsford (1989): A Guide for Prescribed Fire in Southern Forest. Technical Publication R8-TP 11. United States Department of Agriculture Forest Service – Southern Region.

Waitzbauer, W. (1993): Neusiedler See: Befund über den ökologischen Zustand des Schilfgürtels. Unpubl. Bericht Projektgruppe Schilfgürtel. Download from: https://www.parcs.at/npns/pdf_public/2021/41261_20210108_140948_UntersuchungenzurPopulationso776kologiederEverterbratenundVogelfaunaimSchilfgu776rteldesNesiedlerSees.pdf

Ward, P. (1968): Fire in relation to waterfowl habitat of the delta marshes. In: Proceedings annual Tall Timbers fire ecology conference; 1968 March 14-15; Tallahassee, FL. No. 8. Tall Timbers Research Station, pp. 255-267.

Warren, R. S., Fell, P. E., Grimsby, J. L., Buck, E. L., Rilling, G. C. & R. A. Fertik (2001): Rates, patterns, and impacts of *Phragmites australis* expansion and effects of experimental Phragmites control on vegetation, macroinvertebrates, and fish within Tidelands of the Lower Connecticut River. Estuaries 24, pp. 90-107.

Weir, J. A. (2009): Conducting Prescribed Fires: A Comprehensive Manual. Texas A&M University Press, 206 pp..

Weisner, S. E. B. & W. Granéli (1989): Influence of substrate conditions on the growth of *Phragmites australis* after a reduction in oxygen transport to belowground parts. Aquatic. Botany 35, pp. 71-80.

White, G., Self, M. & S. Blyth (2013): Brining Reedbeds to Life – Creating and Managing Reedbeds for Wildlife. Royal Society for the Conservation of Birds, The Lodge, Sandy, Beds..

Williams, G.W. (2000): Introduction to Aboriginal Fire Use in North America. Fire Management Today 60 (3), pp. 8-12.

## NOTIZEN

## NOTIZEN

## NOTIZEN

**ISSN 0257-3105**

**IMPRESSUM:**
**Medieninhaber und Herausgeber:**
Amt der Burgenländischen Landesregierung,
Europaplatz 1, 7000 Eisenstadt
**Für den Inhalt verantwortlich:**
Abteilung 4, Biologische Station Neusiedler See, Seevorgelände 1, 7142 Illmitz,
Schriftleitung: Mag. Dr. Thomas Zechmeister
**Bilder:** Biologische Station Neusiedler See
**Druck:** Digital Burgenland GmbH, Kasernenstraße 9, 7000 Eisenstadt

**www.burgenland.at**