



gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de

LimnoAnalytics
Consulting • Seen • Flüsse • Fischgewässer

EcoDataDesign
Büro für Ökologie und Datenmanagement



AquaSciConsulting
Dr. Miler

lana•plan



BIOFORUM GmbH

Einfluss von Umweltfaktoren auf die Abundanz und die Verteilung von Sturzbäumen an Seeufern in Brandenburg

Wolfgang Ostendorp

LimnoAnalytics Am See 8 78465 Konstanz
ostendorp@limno-analytics.de

Jörg Ostendorp

EcoDataDesign Büro für Ökologie und Datenmanagement
Birkenstrasse 50 45133 Essen joerg.ostendorp@ecodatadesign.de

**Bericht der ARGE „Team Seeufer MMM“ für das Landesamt für Umwelt Brandenburg, Ref. W26
März 2025**

Zitervorschlag:

OSTENDORP, W. & OSTENDORP, J. (2025): Einfluss von Umweltfaktoren auf die Abundanz und die Verteilung von Sturzbäumen an Seeufern in Brandenburg. Bericht der ARGE „Team Seeufer MMM“ für das Landesamt für Umwelt Brandenburg, Ref. W26. Konstanz, 54 S. + Anh. DOI: <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-r1ugt6hxnuvo2>

Kurzzusammenfassung

Ast- und Stammholz umgestürzter Uferbäume bereichern die hydromorphologische Struktur im Litoral von Seen des nordostdeutschen Tieflands und begünstigen dadurch eine hohe Artenvielfalt. Wir haben anhand von Luftbildanalysen und Geländebegehungen an 73 natürlichen Seen in Brandenburg (Uferlänge ca. 422,4 km) die vorkommenden Sturzbäume (1019 Bäume) quantitativ erfasst. Mittels Partielle Kleinste-Quadrate-Regression (PLS) und multinomialer bzw. ordinaler multipler logistische Regressionen (MLR) wurde der Einfluss von (a) natürlichen Standortfaktoren (Exposition, Uferneigung Uferentwicklung), (b) Ressourcenverfügbarkeit (Waldflächenanteil) und (c) anthropogenen Eingriffen (Uferstruktur, Schifffahrt, Eutrophierung) auf (i) die Baumart und die Merkmale der einzelnen Sturzbäume, (ii) die Häufigkeit von Sturzbäumen in den Ufersegmenten von je ca. 0,1 km Länge und (iii) die Gesamt-Abundanz von Sturzbäumen in Seen analysiert. Eine hohe Ressourcenverfügbarkeit und eine höhere Hangneigung wirkten sich positiv auf die Sturzbaum-Abundanz aus, während anthropogene uferstrukturelle Belastungen und die Schiffbarkeit der Seen einen eher negativen Einfluss hatten. Die auf externe Faktoren ausgerichteten PLS- und MLR-Modelle erklärten jedoch nur einen kleinen Teil der gesamten Abundanz-Variation, so dass anzunehmen ist, dass auch intrinsische sowie zeitabhängige Faktor-Konstellationen gleichzeitig zusammenkommen müssen, damit ein Uferbaum in den See stürzt.

Abstract

OSTENDORP, W. & OSTENDORP, J. (2025): Influence of environmental factors on the abundance and distribution of fallen trees on lakeshores in Brandenburg. Report of the Working Group „Team Seeufer MMM“ for the State Office for the Environment Brandenburg, Ref. W26. Konstanz, 54 pp. + appendix. DOI: <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-r1ugt6hxnuvo2>

The branches and trunks of fallen riparian trees (snags, coarse woody debris, CWD) enrich the hydromorphological structure of the littoral zone of lakes in the North-Eastern German lowlands and thus promote high species diversity. We quantified the occurrence of fallen trees (1019 trees) at 73 natural lakes in Brandenburg (shoreline length approx. 422.4 km) using aerial photo analyses and field surveys. Using partial least squares regression (PLS) and multinomial logistic regressions (MLR), the influence of (a) natural site factors (exposure, bank slope, shoreline development index), (b) resource availability (proportion of forest area) and (c) anthropogenic interventions (littoral structure, navigation, eutrophication) on (i) the tree species and characteristics of the individual trees, (ii) the frequency of fallen trees in the littoral segments with each approx. 0.1 km in length, and (iii) the total abundance of fallen trees in lakes. High resource availability and a high inclination had a positive effect on the abundance of fallen trees, while anthropogenic shoreline modification and the navigability of the lakes had a rather negative influence. However, the PLS and MLR models focused on external factors and only explained a small part of the total fallen tree abundance variation, so that it can be assumed that intrinsic as well as time-dependent factors must come together simultaneously for a riparian tree to fall into a lake.

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|---------|---|----|
| 1 | Einleitung | 1 |
| 2 | Exkurs I: Warum fällt ein Baum um?..... | 2 |
| 3 | Exkurs II: ... und darf er dann einfach liegenbleiben?..... | 4 |
| 4 | Methoden..... | 6 |
| 4.1 | Definitionen..... | 6 |
| 4.2 | Untersuchungsgebiet | 7 |
| 4.3 | Datenbestand und Datenquellen..... | 9 |
| 4.4 | Verwendete Software | 10 |
| 4.5 | Vorgehensweise..... | 11 |
| 4.5.1 | Abgrenzung der Seen und Uferabschnitte | 11 |
| 4.5.2 | Erfassung der Sturzbäume..... | 11 |
| 4.5.3 | Erfassung von Umweltparametern | 12 |
| 4.5.3.1 | LAWA-Seetyp (<i>TYP</i>) | 12 |
| 4.5.3.2 | Ermittlung der mittleren Uferlinien-Exposition (<i>EXPO</i>) | 12 |
| 4.5.3.3 | Ermittlung der Uferneigung (<i>SLP</i>) | 13 |
| 4.5.3.4 | Ermittlung der Entfernung von Sturzbaum-Basis und Uferlinie(<i>TDI</i>)..... | 13 |
| 4.5.3.5 | Erfassung der strukturgebenden Objekttypen (<i>SO</i>) in den Puffersegmenten | 13 |
| 4.5.3.6 | Ermittlung des Wald- und Gehölzanteils (<i>FOR</i>) in den Puffersegmenten | 13 |
| 4.5.3.7 | Berechnung des HMS-Index (<i>ISUB, IEU, IEPI</i>) für die Subsegmente | 13 |
| 4.5.3.8 | Berechnung des HMS-Index für die Puffersegmente (<i>ISEG</i>)..... | 14 |
| 4.5.4 | Nicht berücksichtigte Ufersegmente und Sturzbäume | 14 |
| 4.6 | Statistik..... | 15 |
| 4.6.1 | Standardverfahren | 15 |
| 4.6.2 | PLS-Regression:..... | 15 |
| 4.6.3 | ML-Regression:..... | 17 |
| 4.7 | Datenaufbereitung | 17 |
| 4.7.1 | Datensatzauswahl | 17 |
| 4.7.2 | Prädiktor- und Response-Variable | 18 |
| 4.7.3 | Untersuchungseinheiten ‚Sturzbäume‘ | 19 |
| 4.7.3.1 | Normalverteilung und Transformation | 19 |
| 4.7.3.2 | Kollinearität..... | 20 |
| 4.7.4 | Untersuchungseinheiten ‚Ufersegmente‘ | 20 |
| 4.7.4.1 | Normalverteilung und Transformation der Daten | 20 |
| 4.7.4.2 | Kollinearität..... | 20 |
| 4.7.5 | Untersuchungseinheiten ‚Seen‘ | 20 |
| 4.7.5.1 | Normalverteilung der Daten und Transformation | 20 |
| 4.7.5.2 | Kollinearität der Prädiktoren | 21 |
| 5 | Ergebnisse | 21 |

| | | |
|---------|---|----|
| 5.1 | Freilandbeobachtungen | 21 |
| 5.2 | Merkmale individueller Sturzbäume | 25 |
| 5.2.1 | Taxonomische Zusammensetzung..... | 25 |
| 5.2.1.1 | Übersicht | 25 |
| 5.2.1.2 | multinomiale multiple logistische Regression..... | 25 |
| 5.2.2 | Erhaltungszustand der Kronenbeastung und des Stamms (TPR) | 26 |
| 5.2.3 | Länge der Sturzbäume (<i>TLT</i>)..... | 26 |
| 5.2.4 | Entfernung der Sturzbaum-Basis von der Uferlinie (<i>TDI</i>) | 29 |
| 5.2.5 | Länge der in der Seefläche liegenden Baumteile (<i>TLW</i>)..... | 30 |
| 5.2.6 | Relative Fallrichtung der Sturzbäume (TDA) | 33 |
| 5.3 | Sturzbaum-Dichte in Ufersegmenten | 34 |
| 5.3.1 | Übersicht | 34 |
| 5.3.2 | Gesättigtes logistisches Regressionsmodell | 34 |
| 5.3.2.1 | optimiertes Modell | 35 |
| 5.3.2.2 | Einfluss der Stichprobengröße in den Response-Stufen..... | 38 |
| 5.4 | Sturzbaum-Dichte in Seen..... | 39 |
| 5.4.1 | Übersicht | 39 |
| 5.4.2 | Abhängigkeit der Sturzbaumdichte <i>ZFT</i> vom Seetyp | 40 |
| 5.4.3 | Einflussfaktoren der Sturzbaumdichte (<i>ZTF*</i>)..... | 40 |
| 5.4.3.1 | Modell A (alle Seen, 8 Prädiktoren)..... | 41 |
| 5.4.3.2 | Modell B (48 Seen mit 11 Prädiktoren)..... | 42 |
| 6 | Diskussion | 44 |
| 6.1 | Motivation & Rahmen..... | 44 |
| 6.2 | Sturzbaum-Merkmale | 44 |
| 6.2.1 | Landnutzung | 44 |
| 6.2.2 | Holzarten | 44 |
| 6.2.3 | Erhaltungszustand | 45 |
| 6.2.4 | Sturzbaumlänge | 46 |
| 6.2.5 | Entfernung von der Uferlinie..... | 46 |
| 6.2.6 | Fallrichtung | 47 |
| 6.2.7 | Effekte der Prädiktoren..... | 47 |
| 6.3 | Sturzbaumdichte in Ufersegmenten | 49 |
| 6.3.1 | Sturzbaumdichte in Seen | 50 |
| 6.4 | Ausblick | 50 |
| 7 | Danksagung..... | 51 |
| 8 | Quellenverzeichnis | 51 |
| 8.1 | Literatur | 51 |
| 8.2 | Rechtsquellen | 53 |
| 8.3 | Normen, untergesetzliche Standards | 54 |

Formelzeichen, Abkürzungen, Definitionen

| Formelzeichen Abkürzung | Einheit | Erläuterungen |
|----------------------------|-----------------|---|
| <i>AL</i> | km ² | Wasserfläche (eines Sees) |
| ArcMap | | Geographisches Informationssystem (Software) der Fa. ESRI |
| AUC | - | <i>area under curve</i> (bezieht sich auf die ROC-Kurve) |
| BIC | | Bayessches Informationskriterium |
| CWD | | <i>coarse woody debris</i> : Totholz (Stämme, Äste, Wurzelteller inkl. Fragmente) sowie Grobwurzeln (Czarnecka 2016, Fig. 1) |
| DGM | | Digitales Geländemodell |
| DOP | | Digitales Orthofoto |
| <i>EEW</i> | - | ost-westliche Ausrichtung eines Uferabschnitts ($\cos \alpha$) |
| <i>ENS</i> | - | nord-südliche Ausrichtung eines Uferabschnitts ($\sin \alpha$) |
| <i>EXPO</i> | ° | Uferlinien-Exposition (° Windrose, 0 bis <360 °) |
| <i>FOR</i> | - | Flächensumme von Wald, Gehölzen u. ä. bezogen auf eine Referenzfläche (hier: Ufersegment oder Puffersegment von 25 m Breite ab der Uferlinie) |
| GEK | | Gewässerentwicklungskonzepte der Umweltbehörden des Landes Brandenburg |
| HMS | | Verfahren zur Erfassung der hydromorphologischen Beeinträchtigung von Seen n. Ostendorp & Ostendorp (2015); gemeint ist hier das Modul „Seeuferstruktur“ |
| <i>IEPI</i> | | uferstruktureller Beeinträchtigungsindex für das Epilitoral eines Sees nach dem HMS-Verfahren |
| <i>IEU</i> | | uferstruktureller Beeinträchtigungsindex für das Eulitoral eines Sees nach dem HMS-Verfahren |
| <i>ISUB</i> | - | uferstruktureller Beeinträchtigungsindex für das Sublitoral eines Sees nach dem HMS-Verfahren |
| <i>ISEG</i> | - | uferstruktureller Beeinträchtigungsindex für das Puffersegment (25 m landseitige Breite ab Uferlinie) eines Sees nach dem HMS-Verfahren |
| Krone (Baum) | | hier: vom Astwerk (Äste, Zweige, Blätter bzw. Nadeln) gebildeter Teil des Baumes, der als Ganzes eine mehr oder weniger ausladende Form; reicht von den untersten Gabelungen der Starkäste bis zu den höchsten Gabelungen |
| LAWA | | Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser |
| LfU Bbg | | Landesamt für Umwelt Brandenburg |
| LGB | | Landesbetrieb Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg (LGB) |
| LL-Wert | - | -log likelihood-Wert |
| LQT | - | Likelihood-Quotiententest, <i>likelihood ratio test</i> |
| <i>M</i> | - | (arithmetischer) Mittelwert |
| MLR | | multinomiale oder ordinale multiple logistische Regression |

| Formelzeichen Abkürzung | Einheit | Erläuterungen |
|-------------------------------|------------------|---|
| NAV | - | Ausweisung und Nutzung des Sees als Wasserstraße (binär: ja/nein) |
| <i>Nsegm</i> | - | Anzahl Ufersegmente, die einer bestimmten Bedingung genügen |
| PLS | | Regression der partiellen kleinsten Quadrate, <i>partial least squares regression</i> |
| QGIS | | freie Geoinformationssystemsoftware zum Betrachten, Bearbeiten, Erfassen, Analysieren und Darstellen räumlicher Daten, entwickelt vom QGIS Development Team (https://www.qgis.org/) |
| ROC | - | ROC-Kurve (<i>receiver operating characteristic</i>) |
| Schaft | | hier: verholzende Hauptachse (Caulom) der Baumpflanze, die vom Wurzelstiel bis zur beginnenden stärkeren Beastung reich (s. Stamm) |
| <i>SLD</i> | - | Uferentwicklung (eines Sees) |
| <i>SLL</i> | km | Uferlänge (eines Sees) |
| <i>SO</i> | | strukturebendes Objekt (Objektklassenklasse des HMS-Verfahrens zur uferstrukturellen Klassifikation von Seen) |
| Stamm | | hier: verholzende Hauptachse (Caulom) der Baumpflanze, bestehend aus Schaft und Krone |
| <i>tau, τ</i> | - | Prüfstatistik Kendalls tau |
| <i>TDA</i> | ° | relative Fallrichtung des Sturzbaums bezogen auf die Uferexposition |
| <i>TDI</i> | m | Distanz der Stammbasis zur Wasserlinie |
| <i>TI</i> | - | trophischer Index n. LAWA (eines Sees) |
| <i>TLW</i> | m | Länge des im See liegenden Stamms (Schaft und Krone) |
| <i>Tmax</i> | m | maximale Seetiefe |
| <i>Tmean</i> | m | mittlere Seetiefe |
| <i>TPR</i> | - | Erhaltungsgrad des Sturzbaums (ordinal, fünfstufig) |
| <i>TSP</i> | - | Holz-Art (Gattung, Species) |
| <i>TYP</i> | | Seentyp nach der LAWA-Seentypologie |
| <i>VIP</i> | | Bedeutung einer Variablen in der Regression der kleinsten Quadrate (<i>Variable Importance in the Projection</i>) |
| WMS | | allgemein: <i>Warehouse Management System</i> , hier: des LGL Brandenburg |
| WRRL | | EG-Wasserrahmenrichtlinie |
| <i>ZFT, ZFT*</i> | km ⁻¹ | Anzahl der Sturzbäume je Uferkilometer (* - normalisierend transformierter ZFT-Wert, Johnson-Transformation) |

1 Einleitung

Laub, Ast-, Stamm- und Wurzelholz (*coarse woody debris*, CWD) der uferbegleitenden Gebüsche und Wälder bilden in Fließgewässern und im Litoral der Seeufer wichtige Elemente der lokalen Strukturvielfalt (zusammenfassend: Sass 2006; Czarnecka 2016). Die durch CWD geschaffenen Strukturen tragen zur Wellendissipation und zu Sedimentation von organischem Detritus und Trübstoffen bei (Francis et al. 2007, Sass 2009) und schaffen strömungsgeschützte Räume. Aufgrund der vergleichsweise geringen Zerfallsrate des Materials stellt CWD persistente Strukturen und Besiedlungsoberflächen für die Besiedlung mit Invertebraten und Mikroorganismen sowie Versteckmöglichkeiten für Jungfische und ihre Prädatoren bereit (Roth et al. 2007; Glaz et al. 2009; Czarnecka & Miler 2017). Auch amphibische Tiere wie Schildkröten-, Vogel- und Säugetierarten profitieren von den (emersen) Holzstrukturen als Sonnplätze, Ansitzwarten und Nistgelegenheiten (Sass 2009). Vor diesem Hintergrund sind CWD auch in der Probennahmenvorschrift des AESHNA-Verfahrens (Miler et al. 2018) enthalten (als „%Xylal“), mit dessen Hilfe die Strukturgröße an Seeufer abgebildet werden soll.

Die Abundanz von CWD zu einem bestimmten Zeitpunkt ist eine dynamische Größe, die durch die Materialquelle (Eintragsrate) und durch die Materialsenke (Verlustrate) bestimmt wird. Die Prozesse laufen mit geringen Raten ab, da CWD sehr lange (10^0 bis 10^4 Jahre) im litoralen Ökosystem verbleiben kann. Als Netto-Akkumulationsrate an Seeufern in Wisconsin (USA) werden von Sass (2009) -1,1 bis +1,9 Stämme bzw. Stammfragmente pro Jahr und Uferkilometer (Zeitraum 1996-2003) angegeben. Innerhalb einer Jahrhunderte überstreichenden Zeitspanne ist es historisch zu erheblichen Veränderungen der Landschaft, des Wasserhaushalts, des Klimas und der Intensität menschlicher Eingriffe gekommen, so dass nicht von vornherein von einem Fließgleichgewicht auszugehen ist.

Ob und in welchem Umfang CWD an einem Seeuferabschnitt vorkommt, hängt der Literatur zufolge von zahlreichen Materialeigenschaften, natürlichen Umgebungsfaktoren und anthropogenen Einflüssen ab, beispielsweise

- Dichte (Christensen et al. 1996, Francis & Schindler 2006) und Artzugehörigkeit (Francis & Schindler 2006) von (lebenden) Uferbäumen,
- Windexposition und Neigung des Ufers (Sass 2009),
- Häufigkeit von Transformationsereignissen wie Windbruch, Waldbrände, Schädlingsbefall, Biber-Aktivitäten (Czarnecka 2016),
- Art und Intensität von Ufernutzungen, insbesondere auf bebauten Grundstücken (Christensen et al. 1996; Francis & Schindler 2006, Marburg et al. 2006, Sass et al. 2006),
- sekundärer Transport und Stranden von Holz im See (Marburg et al. 2009; Mallory et al. 2000),
- (mechanische) Desintegrations- und (mikrobielle) Abbaurate (Abbaustadien: Smokorowski et al. 2006) in Abhängigkeit von der Größe und Form der Holzstücke und der Artzugehörigkeit und bestimmten Umweltbedingungen (z. B. Wellen, Wechselfeuchte, Temperatur u. a.).

In methodischer Hinsicht spielt aber auch eine Rolle, welche Mindestgrößen der Holzstücke per Definition festgelegt worden sind, um als CWD erfasst zu werden (z. B. 0,05 x 0,50 m, Czarnecka 2016, Fig. 1).

Die Angabe der CWD-Dichten schwankt zwischen 42 und 638 Stämmen pro Kilometer an naturnahen Ufern und 17 bis 128 Stämmen an anthropogen genutzten Ufern (Übersicht: Czarnecka 2016). Mitunter entsteht der Eindruck, als sei das Vorkommen von CWD ein fester Bestandteil naturnaher Ufer und umgekehrt das weitgehende Fehlen von CWD ein Merkmal für ein anthropogen beeinträchtigtes Ufer (Christensen et al. 1996, Francis & Schindler 2006 Marburg et al. 2006). Die Abundanz von CWD wird unmittelbar durch direkte Eingriffe des Menschen beeinflusst, z. B. die flächenhafte Entwaldung oder Bergung und Räumung von Treibholz mit Rücksicht auf die Sicherheit der Schifffahrt und den Komfort von Badegästen.

Während an (unregulierten) Gebirgsseen der Eintrag von Schwemmh Holz eine wichtige Rolle spielt (z. B. Bodensee: WWA Kempten 2014¹), sind in wenig durchströmten Tieflandseen Sturzbäume und Astwurf die wichtigsten Lieferanten von CWD.

In diesem Report untersuchen wir die simultanen Einflüsse von natürlichen und anthropogenen Faktoren auf das Vorkommen und Baumartenzusammensetzung von Sturzbäumen an 73 Seen in Brandenburg. Die Informationen wurden Luftbildern und den Ergebnissen von Uferstrukturgüte-Kartierungen der Jahre 2010 bis 2014 entnommen. Die Analysen erfolgten auf unterschiedlichen räumlichen Skalen (einzelne Sturzbäume, Uferabschnitten, Seen). Ziel war, einige wesentlichen Faktoren des Sturzbaum-Vorkommens zu identifizieren. Besonderes Augenmerk galt der uferstrukturellen Beeinträchtigung als Faktor.

Unsere Ergebnisse und Schlussfolgerungen haben auch Konsequenzen für die Interpretation des Sturzbaumvorkommens als Merkmal für die Uferstrukturgüte und für die Interpretation von Makrozoobenthos-Proben, die im Zuge des WRRL-Monitorings entnommen wurden, und die als Indikatoren für die Uferstrukturgüte i. S. d. WRRL dienen sollen.

2 Exkurs I: Warum fällt ein Baum um?

Ob und unter welchen Bedingungen Astwerk der Baumkrone oder ein ganzer Baum abbrechen oder kippen kann, ist Gegenstand der *Baumstatik*, eines eigenständigen, praxisorientierten Fachgebietes, das im deutschen Sprachraum durch mehrere Handbücher umrissen wird (Wessolly & Erb 2014, Sinn 2023). Im englischsprachigen Raum gibt es nach unseren Recherchen keine solchen Handbücher, wenn von der Übersetzung des Lehrbuchs von Wessolly & Erb abgesehen wird (Wessolly & Erb 2016). So verwundert es nicht, dass in der englischsprachigen Fachliteratur zum Thema CWD der Frage „Warum fällt ein (Ufer-)Baum um?“ wenig Aufmerksamkeit gewidmet wird. Stattdessen wird pauschal auf katastrophenartige Ereignisse wie Windbruch, Waldbrände, Schädlingsbefall, Biber-Aktivitäten u. a. verwiesen (Czarnecka 2016).

Astwerk der Krone und Stämme können (ab-)brechen (Bruchversagen) und dadurch zur Entstehung von CWD beitragen, oder es werden vollständige Bäume entwurzelt, wobei sie umkippen (Kippversagen). Wir beschränken uns hier auf die Vorgänge beim Kippversagen, das zur Entstehung von Sturzbäumen führt (Wessolly & Erb 2014, Sinn 2023).

Danach können unterschiedliche Faktoren das **Kippversagen** eines Baumes herbeiführen:

A) baumbiologische Faktoren:

- 1) Entwicklung einer asymmetrischen Krone: An Seeuferrändern neigen die randständigen Bäume mit zunehmendem Alter zu einer stärkeren Kronenentwicklung in Richtung See, da die Lichtverhältnisse hier günstiger sind als auf der Waldseite wo Lichtkonkurrenz mit anderen Bäumen vorherrscht. Dies führt bei einseitiger Windbelastung zu einer erhöhten Drehbelastung des Stammes und stärkerer Bruchgefährdung (Wessolly & Erb 2014, p. 41-43).
- 2) Sauerstoffmangel im Wurzelraum: Viele Baumarten können sich nur wachsen, wenn der Porenraum des Wurzelsubstrats gut drainiert ist und einen hohen Luftporenanteil besitzt, so dass die Wurzelgewebe sich durch Gasdiffusion mit Sauerstoff versorgen können.
 - a) langsame und stetige Änderungen: Treten am Seeufer langsame und stetige Wasserstandsänderungen ein, verringert sich der Luftporenraum zugunsten des wassergesättigten Porenraums, in dem die Diffusionsrate bedeutend geringer ist. Damit ist häufig eine Sauerstoffversorgung der Wurzeln nicht mehr gewährleistet, so dass in weniger gravierenden Fällen das Ektomykorrhiza-Pilzgeflecht (v. a. bei Wald-Kiefer [*Pinus sylvestris*] und Rotbuche [*Fagus sylvatica*]) geschwächt wird und in schwerwiegenden

¹ WWA Kempten (2014): Treibholz am Bayerischen Bodenseeufer. Flyer, 2 S. Kempten. https://www.wwa-ke.bayern.de/fluesse_seen/massnahmen/bodensee_treibholz/index.htm

Fällen das Wurzelgewebe nach einer gewissen Zeit abstirbt (Wessolly & Erb 2014, p. 66-67, 82 – 84). Damit wird die Verankerungsfunktion der Stark- und Grobwurzeln entscheidend geschwächt. Wichtige Kofaktoren sind die Höhe und die Dauer bzw. die Frequenz und die Saisonalität der (Grund-)Wasserhochstände (Lehmann, 2003). Anderen Baumarten sind besser an solche Bedingungen angepasst, indem sie ihr Wurzelsystem über den nicht überfluteten Stamm mit Sauerstoff versorgen (*Salix*-Arten, *Alnus glutinosa*). Die Rot-Buche (*Fagus sylvatica*) gilt dagegen als besonders (stau-)nässeempfindlich. Die Tiefendurchwurzelung liegt auf gut entwässerten Böden bei etwa 1,2 bis 1,4 m; auf staunassen Böden jedoch nur 0,5 bis 0,7 m, – mit entsprechenden Folgen für die Verankerungsfunktion der Wurzeln (Sinn 2023, p. 54 – 63, p. 78). Auf der anderen Seite der Nässetoleranz-Skala steht die Schwarzerle, die bis zu 2,5 m tief wurzeln kann und dabei auch in das wassergesättigte, sauerstoffarme Substrat eindringt.

b) episodische Hochwässer: Bei Hochwässern, die mindestens die unteren Stammabschnitte erreicht, wird die Sauerstoffzufuhr zwischen Rinde und Holz unterbrochen. Hierdurch können die für das Dickenwachstum der Bäume notwendige Kambiumschicht und das für die Energieversorgung der Wurzel zuständige Leitbastsystem geschädigt werden (Pfarr et al. 2007). Schäden sind bereits im Jahr der Überflutung sichtbar (u. a. Blattwerk), erreichen im Jahr nach der Überflutung ein Maximum und haben häufig einen Nachlauf von mehreren Jahren. Die kritischen Überflutungshöhen in den Auewäldern des Oberrheins liegen bei etwa 1,3 m und mehr über Flur und bei etwa 4 bis 6 Tagen Dauer, wobei die Überflutungsdauer einen größeren Effekt hat als die Überflutungshöhe (Macher 2008). Eine Übersicht der Geländebeobachtungen in den Auewäldern des Oberrheins, der Oder und in Bayern zeigt, dass Weiden (*Salix alba* u. a.), Schwarzpappeln und Schwarzerlen eine hohe und Rotbuche, Ahorn-Arten, Kirsche, Fichte u. a. eine geringe Toleranz haben, während Birke, Esche, Kiefer, Stieleiche u. a. etwa im Mittelfeld liegen (Macher 2008). Die Unterschiede zu den Überschwemmungsereignissen in Auewäldern liegt an den Seeufern des nordostdeutschen Tieflands darin, dass die Überschwemmungshöhe allgemein deutlich geringer, aber die Überschwemmungsdauer erheblich länger ist.

3) Wurzelschäden und Pilzbefall: Mechanische Beschädigungen der Wurzelrhizodermis führen zu einer Anfälligkeit gegenüber Schwächeparasiten (z. B. Hallimasch-Arten (*Amarilla mellea* u. a.) mit der Folge von Wurzelfäule, die sich in Richtung Wurzelhals vorarbeitet. Auch hierdurch wird die Verankerungsfunktion der Wurzel geschwächt.

B) baumstatische Faktoren:

1) Losrütteln der Wurzeln: Durch böige Windbelastungen kommt es besonders bei hohen und schlanken Bäumen wie Buche und Waldkiefer zu (Resonanz-)Schwingungen des Astwerks der Krone und des Stamms, die normalerweise durch das Widerlager des Wurzelsubstrats energetisch aufgefangen werden. In sandigen Substraten, wie sie an den Seeufern in Brandenburg vorherrschen, kann es jedoch zu einem Losrütteln der Wurzelteller kommen. Die geringe bodenmechanische Stabilität wird noch verschärft, wenn in durchnässten Böden der Reibungswiderstand der Sandkörner herabgesetzt ist (Wessolly & Erb 2014, p. 105; Sinn 2023, p. 33-34).

2) Wurzelsystem und Windangriffsfläche der Krone: Je nach Baumart und Substrat bilden sich unterschiedliche Wurzelsysteme aus. Die Rotbuche ist an typischen Wald-Standorten ein schlanker, sehr hochstämmiger Herz- oder Flachwurzler mit ausladender Krone, entsprechend mit hoher Windangriffsfläche und sehr geringen Standsicherheitsreserven (Sinn 2024, p. 130-132). Der Anteil der Wurzelmasse ist mit rd. 5 - 15 % verglichen mit anderen Baumarten sehr gering ist (Sinn 2023, p. 49, 53 - 54). Diese Faktoren begünstigen tendenziell ein Kippversagen. Die Fähigkeit der Buche, im Alter einen ausgeprägten Wurzelanlauf (bogenförmiger Übergang vom Stamm zur Wurzel) auszubilden, begünstigt dagegen

die Stabilität. Die Baumhöhe der Schwarzerle sowie die Windangriffsfläche ihrer Krone sind deutlich geringer als bei der Rotbuche.

- C) Windbelastung: Der Windangriff hängt von den Eigenschaften des Kronendachs (Querschnittsfläche, saisonabhängige Belaubung) sowie von der Windgeschwindigkeit und dem Auftreten von Windspitzen (Böen) ab. Einen guten Eindruck vermittelt die Beaufort-Skala der Windstärke im Binnenland: Baumbewegungen treten ab etwa 5 Bft auf, zu Astbruch kommt es ab etwa 8 Bft.

Treffen mehrere ungünstige Umstände zusammen, kann es zu einem Kippversagen eines Baumes kommen (Wessolly & Erb 2014; Detter et al. 2018, Sinn 2023, p. 100-101, 467).

Das **Primärversagen** besteht darin, dass der Wurzelteller einseitig angehoben wird, kenntlich an konzentrischen Rissen in der Bodenoberfläche, wobei Stark- und Grobwurzeln auf der windzugewandten Seite als Zuganker und auf der windabgewandten Seite als Druckplatte wirken. Schließlich wird der Stamm schräg gestellt.

Das **Sekundärversagen**, die Verformung und der Abriss der stammnahen Wurzeln, leitet das endgültige Kippen des Baums ein, wobei die Windlast durch die statische Last des schräg stehenden Baums verstärkt wird. Mitunter reicht die Hebelwirkung des Eigengewichts aus, um den Baum zu Fall zu bringen.

Bestimmte **Kofaktoren** können die Standfestigkeit des Baums begünstigen und damit die Gefahr des Kippversagens vermindern: So sollte der statisch benötigte Wurzelraum vorhanden sein; dieser Wurzelraum entspricht einem Kreisring mit dem Durchmesser des 1,5-fachen des Stammdurchmessers. Die Baumart sollte in der Lage sein, einen kräftigen Wurzelanlauf ausbilden zu können; dies ist bei der Rotbuche der Fall, nicht jedoch bei der Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) oder der Hängebirke (*Betula pendula*).

Der hier zusammengefasste Kenntnisstand macht deutlich, dass unterschiedliche baumbiologische und standörtliche Faktoren ineinandergreifen, dass typischerweise mehrere ungünstige Konstellationen gegeben sein müssen (z. B. hoher Grundwasserstand + Bodenvernässung durch Starkregen + hohe Windlast) und dass keineswegs Extremereignisse und Kalamitäten notwendig sind, um einen Baum kippen zu lassen. Geht man davon aus, dass die kritischen Konstellationen entlang der Zeitachse zufällig verteilt sind, nimmt die kumulative Wahrscheinlichkeit des Kippversagens mit dem Baumalter zu. Demnach sollte Waldkiefern mit einer Optimalphase von 300 bis 500 Jahre häufiger kippen als Rotbuchen (100 - 150 Jahre), Schwarzerlen (120 - 150 Jahre) oder Hängebirken (100 - 120 Jahre) (Sinn 2023, p. 130-132).

Die Vorgänge beim **Bruchversagen** unterscheiden sich von denen des Kippversagens (Wessolly & Erb 2014, p. 124-128). Da an den untersuchten Seeufern das Kippversagen eindeutig im Vordergrund steht (vgl. Kapitel 5,1), soll das Bruchversagen hier nicht weiter behandelt werden.

3 Exkurs II: ... und darf er dann einfach liegenbleiben?

„*Natürliche oder naturnahe Bereiche fließender und stehender Binnengewässer einschließlich ihrer Ufer ...*“ stehen unter dem Schutz des Bundesnaturschutzgesetzes (§ 30 Abs. 2 Ziff. 1 BNatSchG), mithin auch die zugehörigen Biotopelemente, zu denen auch Totholz und Schwemmgut der Spülsäume gehören. Ihre Beseitigung oder andere „*Handlungen, die zu ... einer ... erheblichen Beeinträchtigung führen können, sind verboten*“. Damit besteht die Forderung, abgestorbene oder sturzgefährdete Bäumen ihrem Schicksal zu überlassen und bereits gestürzte Sturzbäume an Seeufern liegen zu lassen.

Dem stehen Aspekte und Anforderungen (i) der Gewässerunterhaltung und (ii) der Verkehrssicherung gegenüber. Beide Aspekte überlappen sich in der Praxis, sind aber aus rechtlicher Sicht zu trennen.

Die **Gewässerunterhaltung** beinhaltet geeignete Maßnahmen, die die wasserwirtschaftliche Funktionalität und Nutzbarkeit von Gewässern erhalten und verbessern sollen. Dies schließt den ordnungsgemäßen Wasserabfluss, die Abfuhr von Sedimenten entsprechend den wasserwirtschaftlichen Bedürfnissen, den Erhalt der Ufer und die Freihaltung der Ufer für den Wasserabfluss sowie die ordnungsgemäße Schifffahrt auf schiffbaren Gewässern ein (§ 39 Abs. 1 WHG). In einer gesamtheitlichen Sicht gehören auch die „*Erhaltung und Förde-*

„*... zur Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Gewässers insbesondere als Lebensraum von wildlebenden Tieren und Pflanzen*“ zu den Unterhaltungszielen (§ 39 Abs. 1 Ziff. 4 WHG). Die Maßnahmen der Gewässerunterhaltung müssen sich an den Bewirtschaftungszielen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (siehe §§ 27 bis 31 WHG) ausrichten. Zu den möglichen Maßnahmen gehört auch die „Räumung“, d. h. die „*Beseitigung von Abflusshindernissen und Auflandungen; Entnahme von Sedimenten, Totholz, Pflanzen und Objekten aus dem Gewässer*“. Der § 39 Abs. 1 WHG enthält demnach eine nicht abschließende Sammlung von Anforderungen, die für eine Beseitigung von Sturzbäumen sprechen, als auch solche, die ein Belassen von Sturzbäumen vertreten.

Konkretisierungen sind in Leitfäden und Richtlinien der Bundeswasserstraßenverwaltung und der Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder (auf der Grundlage der jeweiligen Landeswassergesetze) enthalten.

Für die Bundeswasserstraßen, also auch solche in Seen, bestimmt der *Leitfaden Umweltbelange bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen* (BMVI 2015, S. 94): „*Wenn keine relevante Einengung des Abflussquerschnitts vorliegt und/oder eine Gefährdung des Schiffsverkehrs und der Bauwerke und Anlagen auszuschließen ist, ist Totholz im und am Gewässer zu belassen und ggf. (z. B. Baumstämme) gegen Verfrachtung zu sichern.*“

Fazit: Der Schiffsverkehr an Fließgewässern und Seen, mithin auch der Bootssport, haben demnach auch bei nur geringstem Zweifel Vorrang gegenüber dem natur- und gewässerschutzfachlichen Anliegen, Sturzbäume und andere Totholzstrukturen zu erhalten.

Für die Landeswasserstraßen Brandenburgs liegt ein vergleichbares Papier vor, in dem Gewässerunterhaltungslasten einschließlich der Gewährleistung der Schifffahrt in allgemeiner Form dargestellt wird (LfU BBG Abt. W2, 2019).

An den nicht-schiffbaren Fließgewässern Brandenburgs bestimmt die *Richtlinie zur Unterhaltung von Fließgewässern* (MLUL 2019), dass „*Totholz und gewässerökologisch wertvolle Wurzelräume ... dabei nach Möglichkeit erhalten bleiben [sollen]*“ (p. 13). Andererseits sind „*Maßnahmen ... zur Sicherung eines ordnungsgemäßen Wasserabflusses und zur Erhaltung der Ufer*“ durchzuführen (p. 13): „*Dazu gehört das Beseitigen umgestürzter Bäume, die ein Abflusshindernis darstellen, sowie bei Bedarf das vorbeugende Fällen von Bäumen ..., die zum Abflusshindernis werden können oder bei deren Umstürzen Schäden an Ufern entstehen können.*“ Unter Berücksichtigung der Entwicklungsziele der EG-WRRL („guter ökologischer Zustand“) müssen „*natürliche Strukturen, wie Totholz ... nur dann beseitigt werden, wenn dies zur Erhaltung des Abflussvermögens und der Schiffbarkeit erforderlich ist.*“

Fazit: An den nicht-schiffbaren (Fließ-)Gewässern haben demnach der ordnungsgemäße Wasserabfluss und die Sicherung der Ufer eindeutig Vorrang gegenüber dem Erhalt eines Sturzbaumes. Es reicht aus, dass Sturzbäume zu Schäden führen *können*, es wird nicht gefordert, dass Schäden *zu befürchten* sein müssen.

Unterhaltungsmaßnahmen dienen wie beschrieben auch der Sicherung des Verkehrs, insbesondere des Schiffsverkehrs auf schiffbaren Bundes- und Landesgewässern. Sowohl die Besitzer eines Baums oder die Unterhaltungspflichtigen („Zustandsverantwortlichkeit“) als auch diejenigen, die den Verkehr zugunsten des Publikums zugelassen haben („Folgepflicht aus der Verkehrseröffnung“) unterliegen einer privatrechtlichen **Verkehrssicherungspflicht**, die, wenn ihr nicht im zumutbaren Maße nachgekommen wird, haftungsrechtliche Konsequenzen haben kann, wenn beispielsweise ein Bootseigner zu Schaden kommt. Denn der Bootsführer kann grundsätzlich, abhängig von der Verkehrshäufigkeit und -bedeutung eines Gewässers darauf vertrauen, dass der Verkehrssicherungspflichtige die erforderlichen Maßnahmen getroffen hat, um eine Schädigung anderer möglichst zu vermeiden („berechtigte Sicherheitserwartungen“).

Eine umfassende rechtliche Bewertung wurde vom BMVI (2020) für die Bundeswasserstraßen, also auch für in zahlreichen Seen Brandenburgs verlaufenden Bundeswasserstraßen vorgenommen. Danach hängt der Umfang der Verkehrssicherungspflicht davon ab, ob sie sich im Uferbereich auf die *freie Landschaft* oder bebaute Ortsteile bzw. ob sie sich auf die *Fahrrinne* oder das *sonstige Fahrwasser* einer Wasserstraße bezieht.

Die *freie Landschaft* (nicht gewidmete Straßen, Wege, nicht genutzte Grundstücke) darf im Rahmen des Gemeingebrauchs zu Erholungszwecken von jedermann betreten werden (vgl. § 59 Absatz 1 BNatSchG, ähnlich Gemeingebrauch im Sinne von § 4 WHG). Das Betreten geschieht jedoch auf eigene Gefahr und begründet keine zusätzlichen Sorgfalts- oder Verkehrssicherungspflichten des Eigentümers, insbesondere keine Haftung

für typische, sich aus der Natur ergebende Gefahren (§§ 59, 60 BNatSchG), zu denen im Wald auch herabstürzende Äste oder umgestürzte Bäume gehören. Die Flächen, die zur *freien Landschaft* gehören, können im Sinne des § 60 BNatSchG unter Beteiligung der zuständigen Naturschutzbehörde und im Sinne des § 14 BWaldG unter Beteiligung der zuständigen Forstbehörde festgelegt werden. Maßgeblich ist, ob das aus dem Betreten der Grundfläche resultierende Wohlbefinden noch mit der Naturhaftigkeit in Beziehung steht und hierdurch geprägt wird. Je offensichtlicher naturtypische Gefahren auf einer Grundfläche sind, desto deutlicher kann der Benutzer diese Fläche als freie Landschaft erkennen (BMVI 2020, Kap. 2.4). Folglich besteht auch keine Pflicht, Totholz oder Sturzbäume aus dem (naturnah erhaltenen) Uferbereich zu entfernen.

Wenn Totholz oder Sturzbäume dagegen in die *Fahrrinne* einer Bundeswasserstraße hineinragen, überwiegen die *berechtigten Sicherheitserwartungen* des Verkehrs, also auch des Bootsports, so dass eine Verkehrssicherungspflicht begründet ist und vom (privaten) Baubesitzer oder vom Unterhaltungspflichtigen (Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, WSV) wahrgenommen werden muss (BMVI 2020, Kap. 2.4). Die Fahrrinne ist der für den durchgehenden(!) Schiffsverkehr bestimmte Teil des Fahrwassers, der durch Verwaltungsakte (z. B. Planfeststellung) kartografisch festgelegt ist. Die Fahrrinne der Bundeswasserstraßen in Seen Brandenburgs muss nicht durch Schifffahrtszeichen oder in Karten ausgewiesen sein, obschon dies oft der Fall ist. Woran ansonsten der Skipper erkennen können muss, ob er sich in der Fahrrinne befindet oder bereits außerhalb, ist nicht näher geregelt.

Fazit: Im konkreten Fall müsste ein Sturzbaum, der in die Fahrrinne hineinragt, zumindest teilweise entfernt werden.

Anders verhält es sich, wenn der Sturzbaum vom Ufer herkommend, im *sonstigen Fahrwasser* liegt, aber die Fahrrinne nicht erreicht. Wenn die Nutzung des sonstigen Fahrwassers im Rahmen des Jedermannsrechts i. S. d. § 5 WaStrG erfolgt, geschieht dies auf eigene Gefahr, ähnlich wie beim Betreten der freien Landschaft (s. o.). Somit kann der Gewässereigentümer nicht haftbar gemacht werden, wenn Bäume oder Äste in das Gewässer fallen oder gefallen sind und dadurch Schäden am Boot etc. verursachen. Besondere Verkehrssicherungspflichten werden durch das Benutzungsrecht nach § 5 S. 1 WaStrG nicht geschaffen. Unter diesen Bedingungen kann der Sturzbaum am Ufer liegenbleiben.

Fazit: Wenn der Sturzbaum ausschließlich im sonstigen Fahrwasser liegt und dieses Fahrwasser dem Jedermannsrecht (Gemeingebrauch) unterliegt, darf er liegen bleiben. Andererseits ist es nicht ausdrücklich geboten, ihn liegenzulassen.

Für die schiffbaren Landesgewässer in Brandenburg folgt die verwaltungsinterne Anweisung (LfU BBG Abt. W2, 2019) dieser Argumentationslinie. Allerdings wird keine Unterscheidung von Fahrrinne und (sonstigem) Fahrwasser gemacht (vgl. § 3 Abs. 25 u. 26 LSchiffV).

Abschließend kann man festhalten, dass Sturzbäume, die vom Ufer her in einen See des norddeutschen Tieflands kippen, in aller Regel keine Gefahr für den ordnungsgemäßen Wasserabfluss, die Abfuhr von Sedimenten oder die Stabilität des Ufers darstellen. Aufgrund der Kronenstruktur ist auch nicht zu erwarten, dass die Sturzbäume bei üblichen Hochwässern auftreiben, getrieben von Strömungen abdriften und wasserwirtschaftlich Anlagen oder die Schifffahrt in der Fahrrinne gefährden.

4 Methoden

4.1 Definitionen

Als Sturzbäume werden in dieser Arbeit ehemals aufrechte Bäume bezeichnet, die umgestürzt sind und deren Krone zumindest teilweise im See liegt. Auf die Belaubung bzw. den Zerfallsgrad der Zweige, Äste und Berrindung kommt es nicht an. Dabei kommen Übergangszustände zwischen stark geneigten Stammachsen und horizontal im See liegenden Bäumen vor. Lediglich schräg stehende Bäume ohne nennenswerten Kontakt mit dem See wurden nicht als Sturzbäume klassifiziert, auch wenn zu erwarten ist, dass sie in Kürze in den See

stürzen werden. Bei mehrstämmigen Bäumen (z. B. *Salix* spp.) reicht es aus, wenn ein Stamm in den See gestürzt ist; in solchen Fällen stirbt der Stamm mittelfristig nicht ab.

Um hier die Fehlklassifikation bei der ergänzenden Luftbildauswertung (vgl. Kapitel 4.5.2) zu minimieren, wurden nur solche Bäume als Sturzbäume gewertet, die eindeutig abgestorben waren und eine auf die Ebene projizierten Länge von mindestens 5 m aufwiesen. Die bei der Geländebegehung erfassten Sturzbäume wurden in jedem Fall digitalisiert, auch wenn diese auf dem DOP nicht eindeutig erkennbar und ggf. nicht exakt positionierbar waren.

4.2 Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Seen liegen im Land Brandenburg (Abbildung 1), in den Landschaftsräumen 76 bis 78 (Mecklenburg-Brandenburgisches Platten- und Hügelland), 79 (Ostbrandenburgische Platte) sowie 81 und 82 (Brandenburgisches Heide- und Seengebiet) (Meynen & Schmithüsen 1953-1962). Es handelt sich kleine ($AL < 1 \text{ km}^2$), mittelgroße ($1 - 10 \text{ km}^2$) und große Seen ($10 - 100 \text{ km}^2$) mit (peri-)glazialer Genese, die im WRRL-Monitoringprogramm ($A_0 > 0,5 \text{ km}^2$), im brandenburgischen „Kleinseen-Monitorings“ des LfU BBG (Ref. W14) oder aus unterschiedlichen Gründen in einem anderen Programm untersucht wurden.

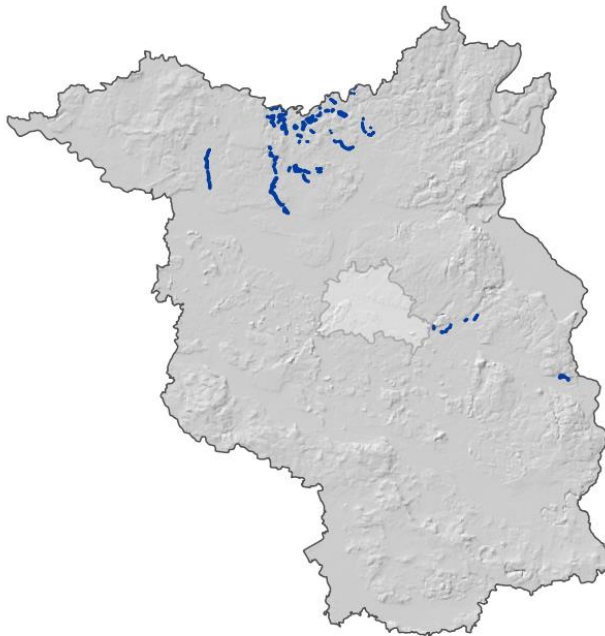


Abbildung 1:

Lage der untersuchten Seen (blau) in Brandenburg. Kartenhintergrund: DGM200 © GeoBasis-DE / BKG 2022.

Der geologische Untergrund besteht aus glazial verfestigten Substraten (Grundmoräne) oder Ausschwemmungssedimenten (Sander mit sandig-kiesigem Material). Auch postglaziale Torfbildungen kommen häufig vor. Die Ufer sind oft reich gegliedert mit steileren und wenig stark geneigten Abschnitten, mit Buchten und Landzungen und wind- und wellengeschützten Ufern.

Das zumeist glazial vorgebildete Uferrelief der Seen ist lokal unterschiedlich. Teils handelt es sich um Rinnenseen oder Toteisseen, die in die umgebenden Sanderebenen eingesenkt sind (Abbildung 2). Das Beckenrelief fällt zum See hin relativ steil ab und endet auf einer schwach geneigten Ebene, die der ehemaligen Brandungsplattform entspricht, durch die Seespiegelabsenkungen des 19. und 20. Jh. aber trockengelegt wurden (s. u.).

An anderen Uferabschnitten reichen seichte Buchten oder Ausflussschwellen ins Hinterland und setzen sich in langgestreckten vertorften Niederungen fort (Abbildung 2). Neben diesen beiden extremen Reliefformen kommt ein breites Spektrum an Übergangsformen vor.

Die Spiegel vieler Seen wurden im ausgehenden Mittelalter und der Neuzeit durch Durchstiche und Kanäle miteinander verbunden und aufgestaut, um Mühlen betreiben zu können. Im 18. und 19. Jh. wurden sie um teils mehr als einen Meter mit dem Ziel abgesenkt, landwirtschaftliche Nutzflächen zu gewinnen und die Schiffbarkeit bzw. den Schleusenbetrieb zu verbessern (Driescher 1996a, b, 2003). Je nach Relief und holozäner Ablagerungsgeschichte kam es an steilen Ufern zur Ausbildung einer Kliffkante und an Niederungsufern zu einer Moorkante.



Abbildung 2: (a) links: Glazial vorgebildeter Beckenhang am Gr. Zechliner See. 1 – Beckenrand und Übergang zur Sander-Ebene, 2 – Böschung, 3 – ehemalige Brandungsplattform eines höheren Seestandes, 4 – Seeufer. Foto 8000158811523_0_101.jpg, 27.08.2010 W. Ostendorp). (b) rechts: vernässtes, baumfreies Becken am SE-Ende des Roofensees. Foto 800015815253_0_011.jpg, 15.06.2014 W. Ostendorp.



Abbildung 3 (a) links: eine aktive Kliffkante mit etwa 0,5 m Sprunghöhe begrenzt die ehemalige Brandungsplattform (Hintergrund) am Wummsee. Foto 800015881113_0_025, 03.09.2010, W. Ostendorp. (b) rechts: Moorkante am Möllensee. Foto: 800015882919_0_081, 11.09.2020, W. Ostendorp.

Beide Standorte sind grundsätzlich waldfähig. Auf dem sandig-kiesigem Substrat am Rand der ehemaligen Brandungsplattform dominieren hochstämmige Schwarzerlen und Rotbuchen mit vereinzelt Weiden (*Salix alba*, *S. fragilis*), Eschen, Waldkiefern und Hängebirken (Abbildung 3 a). Auf den Niedermoor-Torfen kommen schwachwüchsige Schwarzerlen und (Grau-)Weiden-Gebüsche vor, untermischt mit einzelnen Hängebirken (Abbildung 3 b).

Im Zuge der Ufernutzungen wurde der Baumbestand erheblich verändert. Vor den Ortskernlagen der größeren Ortschaften und Städte fehlt der ursprüngliche Baumbestand fast vollständig. In den Randlagen mit Wohnbebauung ist es weitgehend dem Grundstückseigentümer überlassen, ob er zumindest einige Solitäre erhält und pflegt oder ob er den Gehölzbestand komplett beseitigt und in Rasenflächen und Zierrabatten umwandelt.

Der Grad der anthropogenen Strukturveränderungen im Uferbereich wurden im Zuge der GEK-Bearbeitungen durch das *Planungsteam GEK-2015* flächendeckend kartiert und klassifiziert (vgl. Kapitel 4.5.3.5, 4.5.3.6, 4.5.3.7, 4.5.3.8).



Abbildung 4: (a) links: Wochenendhaussiedlung am Rochowsee mit teilweise erhaltenem Baumbestand. 80001588113_0_056, W. Ostendorp. (b) rechts: Wohnbebauung mit Gartenanlage nach Beseitigung des ursprünglichen Baumbestands am Möllensee. Foto: 8000158278639_0_176, W. Ostendorp.

4.3 Datenbestand und Datenquellen

Für die vorliegende Analyse wurden alle Seen herangezogen, für die eine hydromorphologische Bearbeitung nach dem HMS-Verfahren (Ostendorp & Ostendorp 2015) durch das *Planungsteam GEK 2015* vorliegt. Die Uferstrukturkartierungen wurden in den Jahren 2010 bis 2014 im Rahmen von Gewässerentwicklungskonzepten (GEKs) der Umweltbehörden des Landes Brandenburg durchgeführt (Tabelle 1). Während der wasserseitigen Geländebefahrungen und der landseitigen Geländebegehungen wurden vom *Planungsteam GEK 2015* außerplanmäßig als zusätzliche Parameter Sturzbäume erfasst und überwiegend analog auf Papier bzw. Folien, zum Teil auch fotografisch dokumentiert.

Die so erhobenen Geländenotizen und Fotodokumentationen wurden für die vorliegende Arbeit zunächst in einem Geografischen Informationssystem digitalisiert und die Sachdaten in einer Access-Datenbank erfasst (Kapitel 4.4). In einem zweiten Arbeitsschritt wurden die bearbeiteten Seen noch einmal systematisch auf in Luftbildern erkennbare Sturzbäume hin untersucht und der Datenbestand aus den Geländenotizen entsprechend ergänzt. Bei den genannten Luftbildern handelt es sich um Digitale Orthofotos (DOP) des Landesbetriebs Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg (LGB), die für unterschiedliche Jahrgänge als *Open Data* zur Verfügung gestellt werden (Tabelle 2). Für die Auswertung wurden diejenigen DOP herangezogen, die auch bei den Geländebegehungen verwendet wurden. In der Regel waren dies die jüngsten DOP vor dem entsprechenden Untersuchungsjahr. Fallweise (z. B. bei ungünstigem Schattenwurf in dem betreffenden Untersuchungsjahr) wurden für die Auswertung im GIS auch ältere oder jüngere Luftbilder hinzugezogen.

Zur Berechnung der Neigung von Uferabschnitte (Kapitel 4.5.3.3) wurden die notwendigen Höhenangaben aus dem Digitalen Geländemodell der LGB ermittelt (Gitterweite 1 Meter - „DGM1“). Dieses Geländemodell ist unter folgender Adresse im Internetshop der LGB verfügbar: <https://geobroker.geobasis-bb.de/gbss.php?MODE=GetProductInformation&PRODUCTID=518094b9-d294-4e99-aeb2-550592a00682>.

Tabelle 1: Übersicht der in dieser Arbeit erfassten GEK-Gebiete mit Angabe der darin erfassten Seen. Anzahl Seen nach Abgrenzung durch die GEK-Bearbeiter, in Klammern nach „seen25.shp“ des LfU Bbg.

| Bezeichnung in diesem Projekt | Bezeichnung des Bearbeitungsgebiets (WRRL-PG) | Jahr der Untersuchungen | Anzahl Seen | Quelle |
|-------------------------------|---|-------------------------|-------------|---|
| GEK_BK | OdM_BrieskoK | 2010 | 1 (1) | Planungsteam GEK 2015 (2012): Gewässerentwicklungskonzept Brieskower Kanal. Endbericht |
| GEK_Rhin_1_2 | Rhi_Rhin1, Rhi_Rhin2 | 2010, 2011 | 38 (38) | Planungsteam GEK 2015 (2012): Gewässerentwicklungskonzept Rhin 1 und 2. Endbericht |
| GEK_LOE | SpU2 Löcknitz | 2012 | 7 (6) | Planungsteam GEK 2015 (2013): Gewässerentwicklungskonzept Löcknitz (untere Spree). Endbericht. |
| GEK_DJ2 | DJ_Jäglitz2, DJ_Klemp | 2012 | 3 (2) | Planungsteam GEK 2015 (2015): Gewässerentwicklungskonzept Dosse-Jäglitz 2. Endbericht. |
| GEK_OH1A | HvO_Havel1, HvO_WentowK | 2014 | 32 (32) | Planungsteam GEK 2015 (2016): Gewässerentwicklungskonzept Obere Havel 1 / Wentower Gewässer. Endbericht |

Tabelle 2: Bezugsquellen der Digitalen Orthofotos (DOP) beim Landesbetrieb Landesvermessung und Geobasisinformation Brandenburg (LGB) als WMS.

| Jahrgänge | DOP-Typ | WMS |
|-----------|-------------------------|---|
| 2001-2009 | 40cm/Pixel – Graustufen | https://isk.geobasis-bb.de/mapproxy/dop40g_2001_2009/service/wms |
| 2005-2010 | 20cm/Pixel - RGB | https://isk.geobasis-bb.de/mapproxy/dop20_2005_2010/service/wms |
| 2009-2012 | 20cm/Pixel - RGB | https://isk.geobasis-bb.de/mapproxy/dop20_2009_2012/service/wms |
| 2013-2015 | 20cm/Pixel - RGB | https://isk.geobasis-bb.de/mapproxy/dop20_2013_2015/service/wms |
| 2016-2018 | 20cm/Pixel - RGB | https://isk.geobasis-bb.de/mapproxy/dop20_2016_2018/service/wms |

4.4 Verwendete Software

Die Digitalisierung der Sturzbäume und Bezugsflächen, die Längen- und Flächenberechnungen sowie die Geoprocessing-Arbeiten wurden mit *QGIS 3.34* und teilweise *ArcMap 10.4* durchgeführt. Die Zusammenführung von Sachdaten sowie die Berechnung der HMS-Indexwerte für die Puffersegmente (Kapitel 4.5.3.8) erfolgte in einer *MS Access*-Datenbank aus dem aktuellen *Office365*-Paket. Hierfür wurden die Attributtabellen der relevanten Shape-Dateien nach Abschluss der GIS-Arbeiten in die entsprechende Access-Datenbank importiert und ausgewertet.

4.5 Vorgehensweise

4.5.1 Abgrenzung der Seen und Uferabschnitte

Alle in dieser Arbeit verwendeten See-Geometrien (Seeflächen, Uferlinien, Uferabschnitte/Segmente, Subzonen, Subsegmente) sind identisch mit jenen aus den Seeuferkartierungen der in Tabelle 1 aufgeführten GEKs. Sie weichen sowohl hinsichtlich ihrer höheren Genauigkeit (Bezugsmaßstab oft <1:1.000) als auch bedingt durch die Vorgaben des HMS-Verfahrens („natürliche Uferlinie“) von den amtlichen Seegeometrien² ab.

Als weitere Bezugsfläche für das potenzielle Vorkommen von Sturzbäumen wurde zudem ein 25 m breiter landwärtiger Puffer um die HMS-Seeuferlinien erzeugt und mit den ufersekrechten Grenzen der 100 m langen Ufersegmente verschnitten. Die uferparallele Breite dieser sog. „Puffersegmente“ von 25 m orientiert sich an der maximal möglichen Entfernung von Bäumen zur Uferlinie, bei denen im Falle eines Sturzes noch ein nennenswerter Teil der Baumkrone in den See fallen kann. Wenngleich der bei weitem größte Teil der Sturzbäume an den untersuchten Seen nicht weiter als 10 m von der Uferlinie entfernt wurzelte (Kapitel 5.2.4), muss grundsätzlich auch mit einer höheren Entfernung gerechnet werden. Die größten digitalisierten Sturzbäume (Rotbuche, *Fagus sylvatica*) wiesen eine Länge von etwas über 33 Metern auf.

4.5.2 Erfassung der Sturzbäume

Die Klassifikation als „Sturzbaum“ und die Behandlung von Grenzfällen folgte der Definition in Kapitel 4.1. Die Erfassung der Sturzbäume im GIS erfolgte als Feature einer Linien-Shapedatei. Jeder Sturzbaum wurde dabei durch eine gerichtete Zwei-Punkt-Linie abgebildet, wobei der Startpunkt an der Stammbasis und der Endpunkt an der Kronenspitze lag (Abbildung 6). Anhand dieser Linien ließen sich im GIS für jeden Sturzbaum dessen Länge und seine Fallrichtung bestimmen.

Etwaige zusätzliche Geländenotizen, etwa zum Verwitterungszustand oder der Baumart, wurden in der zugehörigen Datenbank tabellarisch als Freitextfeld gespeichert. Zudem wurden Informationen zu der Primär- und der Sekundärquelle (Geländenotiz, Foto, DOP, sonstige) erfasst, sowie ein Marker, ob der Sturzbaum bereits aus der Geländebegehung übernommen oder erst anhand der DOP-Auswertung im GIS ergänzt wurde.

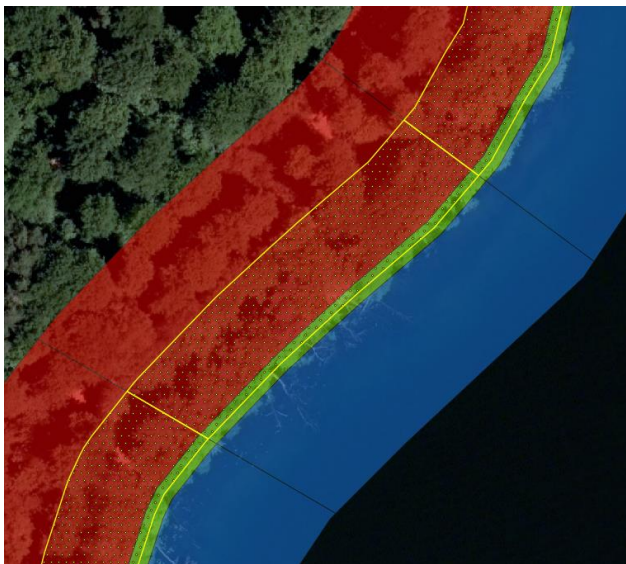


Abbildung 5:

Subsegmente und Puffersegment am Seeufer. Blau – Sublitoral, grün – Eulitoral, rot – Epilitoral (50 m). Das 25 m - Puffersegment landwärts der Uferlinie ist gelb-gepunktet dargestellt.

² Vgl. <https://geobroker.geobasis-bb.de/gbss.php?MODE=GetProductInformation&PRODUCTID=D9C4E283-00C3-42A2-9F1F-15BFD6A40B55>.



Abbildung 6:

Beispiel für die Erfassung von Sturzbäumen (blaue Pfeile) am Nehmitzsee. Hintergrund: DOP20c von 2013 © GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0.

4.5.3 Erfassung von Umweltparametern

Zusätzlich wurden einige Umweltparameter erfasst, die sich teils auf den See, teils auf das Ufersegment bzw. das Puffersegment und teils auf den einzelnen Sturzbaum beziehen (Tabelle 4).

4.5.3.1 LAWA-Seetyp (TYP)

Die Angaben zum LAWA-Seetyp (TYP) wurden vom LfU Bbg bereitgestellt (Fr. Barsch, Ref. W14). Stand der Typisierung ist das Jahr 2021. Die Typisierung ist nur für WRRL-berichtspflichtige Seen mit einer Fläche von über 0,5 km² verfügbar sowie für einige wenige „sonstige“ Seen (insgesamt 193 Seen in Brandenburg).

4.5.3.2 Ermittlung der mittleren Uferlinien-Exposition (EXPO)

Die Exposition der Uferlinie bzw. der Puffersegmente (EXPO) wurde anhand einer ufersenkrechtens Hilfslinie ermittelt, die das Puffersegment in etwa halbierte (Abbildung 7). Diese Hilfslinien wurden nach Augenmaß manuell digitalisiert, wobei versucht wurde, eventuell auftretenden Besonderheiten des Geländes Rechnung zu tragen und die Linie entsprechend zu positionieren (z. B. bei Verwerfungen, Gebäuden oder bei Zu- bzw. Abflüssen). Wie bei den Sturzbäumen handelte es sich um eine gerichtete Zwei-Punkt-Linie mit einem landwärtigen Start- und einem seewärtigen Endpunkt. Die Exposition (0 bis 360°) wurde abschließend direkt in QGIS berechnet (Funktion „Stützpunkte extrahieren“).



Abbildung 7:

Puffersegment-Halbierende (roter Pfeil) als Hilfslinie zur Ermittlung der Exposition und Neigung der Puffersegmente (gelb gepunktete Flächen). Hintergrund: DOP20c von 2013 © GeoBasis-DE/LGB, dl-de/by-2-0.

4.5.3.3 Ermittlung der Uferneigung (SLP)

Zur Berechnung der Uferneigung (SLP) wurden dieselben Hilfslinien verwendet wie für die Ermittlung der Exposition. Die zusätzlich benötigten Höhenwerte wurden mittels der QGIS-Funktion „Z-Werte drapieren“ aus dem Digitalen Geländemodell der Landesvermessung übernommen (DGM1 vgl. Kapitel 4.3). Die Uferneigung ließ sich anschließend durch die Länge der Hilfslinie (gemäß Pufferbreite ca. 25 m – bei unregelmäßigem Pufferverlauf und Winkel zu diesem ggf. aber auch deutlich länger) sowie dem Höhenunterschied zwischen ihrem Anfangs- und ihrem Endpunkt bestimmen. Die Uferneigung wird als $\Delta z/\Delta xy = \tan \alpha$ ausgedrückt.

4.5.3.4 Ermittlung der Entfernung von Sturzbaum-Basis und Uferlinie(TDI)

Um die Entfernung der Sturzbäume von der Uferlinie (TDI, m) zu ermitteln, wurden die Liniengeometrien der Sturzbäume zunächst in Punkte umgewandelt (Funktion „Stützpunkte extrahieren“). Die Entfernung der Startpunkte (d. h. der Stammbasis) zur Uferlinie bzw. Seefläche wurde anschließend mit Hilfe der Funktion „Kürzeste Linie zwischen Objekten“ bestimmt. Punkte mit dem Wert „0“ liegen auf oder unterhalb der Uferlinie. Aufgrund von Beschattung und überhängender Bäume war sowohl beim exakten Uferlinienverlauf als auch bei der Ermittlung des Stammpunktes des Sturzbaums mit einer gewissen Unschärfe zu rechnen.

4.5.3.5 Erfassung der strukturgebenden Objekttypen (SO) in den Puffersegmenten

Die Geometrien und HMS-Index-Berechnungen der strukturgebenden Objekte (SO; vgl. HMS-Verfahren Ostendorp & Ostendorp 2015) wurden, wie bereits die Seeufergeometrien (Kapitel 4.5.1), unmittelbar aus den Bestandsdaten der in Tabelle 1 dargestellten Seeuferkartierungen entnommen. Da die hier verwendeten 25 m Pufferstreifen lediglich Teilmengen der in den Kartierungen ausgewiesenen Uferzonen sind, war eine darüber hinausgehende Kartierung strukturgebender Objekte nicht notwendig.

4.5.3.6 Ermittlung des Wald- und Gehölzanteils (FOR) in den Puffersegmenten

Um die potenzielle Materialquelle für Sturzbäume quantifizieren zu können, wurden die strukturgebenden Objekte innerhalb der Puffersegmente aggregiert, wenn es sich um Objekttypen mit überwiegendem Baumannteil handelte. Der Anteil der aggregierten Objekttypen an der Puffersegment-Gesamtfläche wurde automatisiert in der Datenbank berechnet

Da für die Seeuferkartierung der einzelnen GEKs etwas unterschiedliche Schlüsselkataloge verwendet wurden, wichen die dort verwendeten Codes und genauen Objekttypenbezeichnung ggf. leicht voneinander ab. Im Kern wurden folgende Objekttypen als Flächen potenzieller Sturzbaumbildung definiert:

- Einzelbäume, Baumgruppen, Gehölzsäume
- Vorwald- und Waldsukzessionsstadien
- Uferweidengebüsche
- Moor- und Sumpfgehölze
- Aue-, Feucht- und Bruchwälder diverser Ausprägungen inkl. Pappelforste
- Laub(misch)wälder und -forste
- Nadel(misch)wälder und -forste
- Gehölzreiche Zier- und Parkanlagen

Diese Kategorisierung bedeutet nicht, dass nicht auch bei anderen Objekttypen Sturzbäume vorkommen können, beispielsweise Solitäre auf stark überformten Ufergrundstücken. Ihr Auftreten wird dort jedoch als ungleich unwahrscheinlicher angenommen.

4.5.3.7 Berechnung des HMS-Index (ISUB, IEU, IEPI) für die Subsegmente

Die Berechnung des HMS-Index für die Subsegmente wurde ebenfalls aus den Ergebnissen der oben genannten Seeuferkartierungen der GEKs entnommen. Sie beziehen sich auf die drei Subzonen Epi-, Eu- und Subli-

toral (*ISUB*, *IEU*, *IEPI*) in naturnaher Ausdehnung (vgl. HMS-Verfahren Ostendorp & Ostendorp 2015). Berücksichtigt wurden dabei neben den Strukturgebenden Objekten auch weitere Beeinträchtigungen wie etwa der Uferverbau.

4.5.3.8 Berechnung des HMS-Index für die Puffersegmente (*ISEG*)

Die Berechnung des HMS-Index für die Puffersegmente entsprach der Berechnung des HMS-Index für das Epilitoral im HMS-Verfahren. Dies bedeutet, dass lediglich die Strukturgebenden Objekte für die Berechnung herangezogen wurden, jedoch keine weiteren Beeinträchtigungsparameter, wie z. B. Ufermauern. Als Bezugsfläche dienten die Flächen der Puffersegmente.

Im vorliegenden Fall wurden also zunächst die aus den Bestandskartierungen entnommenen Strukturgebenden Objekte mit den Puffersegmenten verschnitten (Funktion „*Intersect*“) und für die so entstandenen Objekt-Teilflächen die Flächengröße ermittelt. Der HMS-Index für die Puffersegmente errechnete sich anschließend als einfaches Summenprodukt dieser Objekt-Teilflächen innerhalb eines Puffersegments, multipliziert mit den bereits im Objekttypenkatalog ausgewiesenen Indexwerten dieser Objekte geteilt durch die Gesamtfläche des Puffersegments (vgl. Ostendorp & Ostendorp 2015, Berechnung der Komponente 1 auf S. 135).

4.5.4 Nicht berücksichtigte Ufersegmente und Sturzbäume

Für die Analyse des Sturzbaumvorkommens und ihrer Bezugsflächen sind die Uferexposition und -neigung wesentliche Merkmale. Aufgrund des realen Geländereiefs ließen sich die beiden Größen jedoch nicht in allen Fällen sinnvoll bestimmen. Solche Puffersegmente und die in ihnen fußenden Sturzbäume wurden daher von der statistischen Bearbeitung ausgeschlossen. Ausgeschlossene Puffersegmente sind in der Datenbank durch ein entsprechendes Feld gekennzeichnet.

Eine Exposition konnte beispielsweise für solche Pufferflächen nicht berechnet werden, bei denen eine kleine Insel nur aus einem einzigen Segment besteht („Kreis“) oder bei denen es innerhalb des Segments zu einem gegenläufigen Uferlinienverlauf kam, etwa bei einer spitzen Landzunge oder einer sehr engen Bucht (Abbildung 8). Eine Neigungsangabe war dann nicht sinnvoll zu bestimmen, wenn der landwärtige Punkt der Hilfslinie gleich tief oder tiefer als der seewärtige lag. Dies war etwa bei anthropogenen Abgrabungen wie Tonstichen der Fall (Abbildung 9). Zudem wurden Segmente ausgeklammert, die zu einem überwiegenden Teil aus dem Zu- oder dem Abfluss des Sees bestanden.



Abbildung 8 :

Beispiel für verworfene Segmente (violett) und Puffersegmente (gelb gepunktet) im Bereich eines sehr unregelmäßigen Uferverlaufs am Obersee (Dossespeicher Jäglitz). Im oberen Segment führt der Uferlinienverlauf zu einer spitzen Landzunge, im unteren zu einer engen Bucht, bei denen sich die Expositionen einzelner Uferbereiche in einem Winkel von mehr als 90° gegenüberstehen. In diesem Winkel könnten jeweils Sturzbäume vorkommen, die nicht mehr sinnvoll mit der durchschnittlichen Exposition (roter Pfeil) des Segmentes korreliert wären.

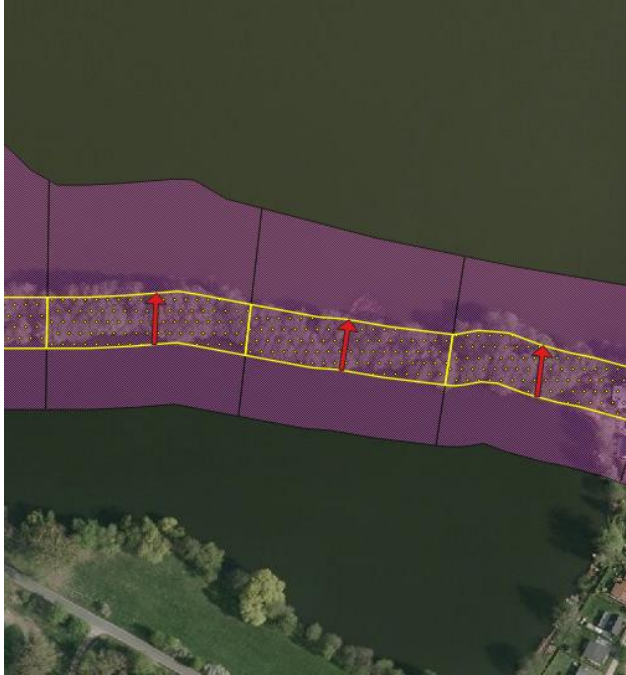


Abbildung 9:

Künstliches Abgrabungsbecken im südlichen Epilitoral des Großen Wentowsees. Die Hilfslinien zur Berechnung von Exposition und Neigung fußen landwärts bereits im Wasser, so dass keine Neigung ermittelt werden kann.

4.6 Statistik

Bei den statistischen Analysen kamen hauptsächlich Partielle-Kleinste Quadrate-Regressionen (PLS, *partial least squares regression*) und multinomiale oder ordinale multiple logistische Regression (MLR) zur Anwendung. Im Übrigen wurden die statistischen Analysen mit Hilfe von Standardverfahren durchgeführt.

4.6.1 Standardverfahren

Die Normalverteilung der Daten wurde mit einem Normal-Quantile-Plot visualisiert und mit dem Anderson-Darling-Test geprüft. Die Kollinearität wurde mittels partieller Korrelationen sowie anhand nicht-parametrischer Korrelationen (Prüfgröße: Kendalls Tau, τ) untersucht.

Mittelwertdifferenzen wurden varianzanalytisch (parametrische und nichtparametrische ANOVA) untersucht. Als Post hoc Tests kamen der Tukey-Kramers HSD Test, alle Paare (parametrisch) und der Test n. Steel-Dwass, alle Paare (nicht-parametrisch) zur Anwendung. Für globale Mittelwertvergleiche wurde die ANOM (*Analysis of Means*)-Prozedur herangezogen. Bei der ANOVA wird getestet, ob sich Gruppenmittelwerte voneinander unterscheiden. Bei der ANOM wird getestet, ob die Gruppenmittelwerte vom Gesamtmittelwert abweichen. Das ANOM-Verfahren bietet gegenüber der ANOVA einige Vorteile.

4.6.2 PLS-Regression:

Die Daten der Prädiktor- und Reaktionsantwort-Variablen wurden auf Normalverteilung geprüft (Shapiro-Wilk-Test) und gegebenenfalls einer normalisierenden Transformation unterzogen (meist Johnson- S_B - oder S_U -Transformation). Die transformierten Variablen wurden auf Kollinearität geprüft (Korrelationsmatrix, Korrelationskoeffizient nach Pearson, Kendall's τ , partielle Korrelationskoeffizienten).

Der Einfluss der Umweltvariablen wurde mit Hilfe der Regression der partiellen kleinsten Quadrate (*partial least squares regression*, PLS) analysiert. Diese Methode hat günstige Eigenschaften für die Analyse von ökologischen Datensätzen mit

- sowohl kardinalen als auch kategorialen Variablen,
- einer relativ kleinen Anzahl von Beobachtungen,
- einer großen Anzahl hoch korrelierter Prädiktorvariablen (Xs, Umweltvariable),
- einer nicht-normalen Verteilung vieler Prädiktoren (Xs), und
- einem relativ kleinen Signal-Rausch-Verhältnis in der Beziehung zwischen Prädiktoren und Reaktionsantworten
- multivariaten Datensätze (gleichzeitige Effekte auf mehrere und untereinander korrelierte Antwortvariable)

(Cox & Gaudard 2013).

Der erste Teil der PLS-Regression diente dazu, die modellrelevanten Prädiktorvariablen aus dem Kollektiv der Prädiktor-Variablen zu identifizieren. Dazu wurde zunächst der NIPALS-Algorithmus (*Nonlinear Iterative Partial Least Squares*) ohne Validierung mit einer vordefinierten Anzahl von drei Faktoren (d.h. Hauptkomponenten, Projektionsachsen) verwendet. Der Algorithmus ergab die erklärte Varianz der jeweiligen Antwortvariablen, die kumulative Varianz der eingelesenen Prädiktorvariablen und die Anzahl der Prädiktorvariablen, die den Schwellenwert VIP (*Variable Importance for the Projection*) überschritten, hier: $VIP = 0,8$, wie von Wold et al. 1995, S. 213 und Wold et al. 2001, S. 123 empfohlen). Der folgende Programmablauf wurde mit diesen erfolgreichen Variablen durchgeführt. Nach etwa drei Durchläufen, bei denen nur die relevanten Prädiktor-Variablen mit $VIP > 0,8$ für den nächsten Durchlauf beibehalten wurden, erhielt man die erklärten Y- und kumulativen X-Varianzen und einen konstanten Satz von maximal vier Prädiktoren.

Dieses reduzierte Modell wurde im zweiten Teil der PLS-Regression verwendet, um die optimale Anzahl der Faktoren nach einer Kreuzvalidierung mit der Leave-One-Out-Methode zu bestimmen. Als optimale Anzahl von Faktoren wurde die Anzahl angenommen, bei der die Wurzel der PRESS-Statistik (*Predicted Residual Sum of Squares*) ein Minimum erreicht. Außerdem wurden das Maximum von Q^2 und der Anstieg des R^2Y -Wertes als Kriterien herangezogen.

In Fällen, in denen der erste Teil der PLS-Regression keine stabile Konvergenz zeigte, wurde Null als optimale Faktorenzahl festgelegt. Dies bedeutete, dass es keine sinnvolle Abhängigkeit von den Prädiktoren gab und die betrachtete Antwortvariable am besten durch ihren Mittelwert beschrieben werden konnte. Dies wurde getestet, indem ein Modell mit einem Faktor (ohne Kreuzvalidierung) berechnet und die Anpassungsgüte des Modells (R^2 , $p > |t|$) durch Vergleich mit den Messdaten überprüft wurde. In all diesen Fällen war der Korrelationskoeffizient nicht signifikant von Null verschieden.

Die Anpassungsgüte des Modells wurde durch Messung der Korrelation zwischen den vorhergesagten und den gemessenen Antwortvariablen (R^2 , $p > |t|$) bewertet. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs konnten die Daten nicht in Trainings- und Testdatensätze aufgeteilt werden. Nur signifikante ($p < 0,05$) Modelle wurden diskutiert. Multivariate Ausreißer wurden mit Hilfe des Hotelling's T^2 Plots mit einer oberen Kontrollgrenze (UCL) mit $p = 0,05$ identifiziert. Jeder aufgetretene Ausreißer wurde ausgeschlossen und die Berechnung wurde wiederholt, bis alle Ausreißer entfernt waren. Wir stellten fest, dass die Identifizierung der relevanten Prädiktoren im ersten Schritt der PLS-Regression nicht sehr stabil gegenüber Ausreißern war.

Zusätzlich wurden die multivariaten Residuen grafisch auf Abweichungen von der Normalverteilung (Normal-Quantil-Plot) sowie auf Unabhängigkeit (Plot der Residuen über der vorhergesagten Antwortvariablen) geprüft. Alle Datenanalysen deuteten darauf hin, dass die Verteilung annähernd normal war und dass die Stichproben unabhängig voneinander waren.

Die relative Bedeutung eines in das Modell aufgenommenen Prädiktors wurde anhand des VIP-Werts, der Ladung auf dem/den Faktor(en) sowie des Vorzeichens und des absoluten Werts von \hat{b} geschätzt. \hat{b} ist der Koeffizient der standardisierten (= zentrierten und skalierten) Prädiktorvariable im reduzierten multivariaten Modell. Ein hoher VIP-Wert und eine hohe Ladung weisen auf eine gute Korrelation der Variablen mit dem Faktor und eine entsprechend hohe Relevanz für die Qualität des Modells hin. Variablen mit einem hohen Absolutwert von \hat{b} üben einen stärkeren Einfluss auf die Antwortvariable aus als solche mit einem niedrigeren Absolutwert. Die Richtung des Einflusses, verstärkend oder abschwächend, wird durch das Vorzeichen von \hat{b} bestimmt.

4.6.3 ML-Regression:

Die logistische Regression untersucht die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von kategorialen Zuständen oder Ereignisklassen (Y's) in Abhängigkeit von einer oder mehreren metrischen X-Variablen. Die Ereignisklassen können binär (0,1 – binomial) oder multinomial (> 2 Kategorien) oder ordinal (> 2 Kategorien, die ordinalskaliert sind) sein. Im vorliegenden Fall spielen nur multinomiale und ordinale multiple logistische Regressionen eine Rolle.

Die Signifikanz des logistischen Modells wurde anhand des χ^2 -verteilten negativen log-likelihood-Wertes (LL-Wert) für die Differenz zwischen dem Modell mit n Regressionskoeffizienten (= Effekte) und dem Basismodell (= alle Regressionskoeffizienten gleich Null) ermittelt (Likelihood-Quotiententest, LQT; $p > \chi^2(n)$).

Die Anpassungsgüte des multiplen logistischen Modells mit ordinal skaliertem Y wurde mittels der folgenden Kenngrößen beurteilt

- McFaddens R^2 : Faustregel: Werte von 0,2 bis 0,4 bedeuten eine gute Modellanpassung; vgl. Backhaus et al. (2018), p. 298)
- Nagelkerkes R^2 (= Generalized RSquare; Nagelkerke 1991): Faustregel n. Muijs (2010), p. 165: kleiner als 0,1 – schlechte, 0,1 bis 0,3 – geringe, 0,3 bis 0,5 – moderate, größer 0,5 gute Erklärungsgüte).
- ROC-Kurve (*receiver operating characteristic*) mit AUC-Wert (*area under curve*) mit den Richtwerten (nach Hosmer et al. 2013, p. 177): $AUC < 0,7$: ungenügend, $0,7 \leq AUC < 0,8$: akzeptabel, $0,8 \leq AUC < 0,9$: exzellent, $AUC \geq 0,9$: außerordentlich

Die Signifikanz der Regressionskoeffizienten, die den Einfluss der Prädiktoren widerspiegeln, wurde ebenfalls mit einem LQT ermittelt. Der aus dem $-\log$ -likelihood-Wert der Differenz ermittelte χ^2 -Wert wird als relativer Beitrag des jeweiligen Prädiktors zur Varianzaufklärung im gesättigten Modell angesehen.

Die nicht signifikanten Effekte wurden schrittweise aus dem Modell entfernt, bis der BIC-Wert (Bayessches Informationskriterium) ein Minimum erreichte; angesichts des hohen Stichprobenumfangs eignet sich der BIC-Wert besser als das Akaike Informationskriterium (AIC; vgl. Backhaus et al. 2018, p. 315). Weiterhin wurden hochgradig kollineare Prädiktoren aus dem Modell entfernt.

Auf diese Weise entstand ein optimiertes Modell, das erneut geprüft wurde (Güte des Gesamtmodells und Signifikanz der Effekte). Die Prognosefähigkeit des optimierten Modells wurde anhand der Gesamt-Fehlklassifikationsrate und einer Konfusionsmatrix beurteilt.

4.7 Datenaufbereitung

4.7.1 Datensatzauswahl

Die Erhebungen und Datenzusammenstellung erlauben eine Auswertung auf der Basis von (i) Seen, (ii) Ufersegmenten und (iii) individuellen Sturzbäume als Untersuchungseinheit.

Auf der Ebene der Seen wurden die glazigenen, natürlich entstandenen und gleichzeitig nicht erheblich veränderten Seen ausgewählt. Alle anderen Gewässer wurden nicht berücksichtigt. Weiterhin wurden vier kleine Seen der Miltenrinne ausgeschlossen, die rezent durch Bibertätigkeit entstanden sind. Damit verblieben 73 Seen im Kerndatensatz (Tabelle 3).

Auf der Ebene der Segmente wurden aus unterschiedlichen Gründen (vgl. Kap. 2.5.4) 254 Segmente nicht berücksichtigt, so dass der Kerndatensatz nunmehr aus 3748 Segmenten bestand.

Auf der Ebene der individuellen Sturzbäume wurden alle in den 3748 Segmenten enthaltenen Sturzbäume (981 Exemplare) berücksichtigt.

Tabelle 3: Übersicht der Datensatzauswahl

| | Seen | Ufersegmente | Sturzbäume |
|--|--------------------|--------------|------------|
| Gesamtzahl der erfassten Seen | 81 (468,1 km Ufer) | 4.422 | 1058 |
| davon natürlich u. nicht erheblich verändert | 73 (422,4 km Ufer) | 4.002 | 1019 |
| darin: verwendete Ufersegmente | | 3.748 | 981 |

4.7.2 Prädiktor- und Response-Variable

Die Abhängigkeit des Sturzbaum-Vorkommens bzw. der Eigenschaften der Sturzbäume von Umweltvariablen wurde anhand von mehreren Prädiktor-Variablen (X's) und jeweils einer Response-Variablen (Y) analysiert, wobei davon ausgegangen wird, dass die Prädiktoren untereinander korreliert sein können (Kollinearität).

Auf den drei Betrachtungsebenen (s. o.) treten unterschiedliche Prädiktoren und Response-Variablen auf (Tabelle 4). Die Prädiktoren repräsentieren

- die naturnahen ufermorphologischen Bedingungen,
- den trophischen Zustand des Sees sowie
- die anthropogenen Eingriffe in die Uferstruktur des Sees.

Der Kerndatensatz (s.o.) enthielt auf der Ebene der Seen zahlreiche fehlende Werte; nur für 38 Seen waren alle Angaben vorhanden („vollständiger Kerndatensatz“). Zur Ergänzung wurde die mittlere Seetiefe *Tmean* von 12 Seen wurden anhand einer Regression auf *Tmax* geschätzt:

$$Tmean \text{ (m)} = 0,8024 + 0,3229 \times Tmax \text{ (m)} ; R^2 = 0,927, p < 0,0001, n = 47$$

Weitere Ergänzungen wurden nicht vorgenommen.

Tabelle 4: Prädiktor- und Response-Variable für die Betrachtungsebenen „Seen“, „Ufersegmente“ und „Sturzbäume“; in Klammern: Anzahl von Seen, für die die genannte Variable ermittelt wurde (max. 73 Seen; max. 3748 Ufersegmente).

| | | Prädiktor-Variable | | Response-Variable | |
|------------------------|--|---|-----------------------------|--|--|
| Unter-suchungs-einheit | Formel-zeichen Dimension | Begriff Erläuterungen | Formel-zeichen Dimension | Begriff Erläuterungen | |
| Sturzbaum | <i>ENS</i> | Sinus des Uferexpositionswinkels als Maß für die „Nördlichkeit/Südlichkeit“ (3748) | <i>TSP</i> | Baum-Art (kategorial) | |
| | <i>EEW</i> | Cosinus des Uferexpositionswinkels als Maß für die „Östlichkeit/Westlichkeit“ (3748) | <i>TRP</i> | Erhaltungsgrad des Sturzbaums (ordinal) | |
| | <i>SLP</i> / m m ⁻¹ | Uferneigung (tan α = Δz/Δxy) (3748) | <i>TLT</i> /m | Gesamtlänge des Sturzbaums | |
| | <i>FOR</i> / m ² m ² | Flächenanteil an Uferwald u. anderen Gehölzen in der Uferzone von 25 m Breite ab der Uferlinie in einem Segment (3748) | <i>TDI</i> / m | Distanz der Stammbasis zur Wasserlinie | |
| | <i>ISUB</i> <i>IEU</i> <i>IEPI</i> | HMS-Index der uferstrukturellen Veränderungen in den Subsegmenten Sub-, Eu- und Epilitoral eines Ufersegments von ca. 0,1 km Länge (3748) | <i>TLW</i> /m | Länge des im See liegenden Stamms und Krone | |
| | <i>ISEG</i> | HMS-Index der uferstrukturellen Veränderungen im Puffersegment eines Ufersegments (3748) | <i>TDA</i> /° | relative Fallrichtung bezogen auf die Uferexposition | |

Tabelle 4 (Fortsetzung)

| | | Prädiktor-Variablen | | Response-Variablen | |
|----------------------|-------------------------------------|---|----------------------------|---|--|
| Untersuchungseinheit | Formelzeichen Dimension | Begriff Erläuterungen | Formelzeichen Dimension | Begriff Erläuterungen | |
| Ufersegment | ENS | Sinus des Uferexpositionswinkels als Maß für die „Nördlichkeit/Südlichkeit“ (3748) | ZFT / km ⁻¹ | Anzahl der Sturzbäume je Ufersegment von 0,1 km Länge | |
| | EEW | Cosinus des Uferexpositionswinkels als Maß für die „Östlichkeit/Westlichkeit“ (3748) | | | |
| | SLP / m m ⁻¹ | Uferneigung ($\tan \alpha = \Delta z / \Delta xy$) (3748) | | | |
| | FOR / m ² m ² | Flächenanteil an Uferwald u. ä. in der Uferzone von 25 m Breite ab der Uferlinien in einem Segment (3748) | | | |
| | ISUB IEU IEPI | HMS-Index der uferstrukturellen Veränderungen in den Subsegmenten Sub-, Eu- und Epilitoral eines Ufersegments von ca. 0,1 km Länge (3748) | | | |
| | ISEG | HMS-Index der uferstrukturellen Veränderungen im Puffersegment eines Ufersegments (3748) | | | |
| See | TYPE / - | LAWA-Seetyp (38) | ZFT / km ⁻¹ | Anzahl der Sturzbäume je Uferkilometer (73) | |
| | AL / km ² | Wasserfläche des Sees (73) | | | |
| | SLL / km | Uferlänge eines Sees (73) | | | |
| | Tmax, / m Tmean / m | maximale Seetiefe (59) mittlere Seetiefe (47) | | | |
| | SLD / - | Uferentwicklung (73) | | | |
| | TI / - | Trophie-Index (LfU BBG) (48) | | | |
| | FOR / - | Flächenanteil an Wald in der Uferzone von 25 m Breite ab der Uferlinie (73) | | | |
| | NAV | Wasserstraße (ja/nein) | | | |
| | ISUB / - IEU / - IEPI / - | HMS-Index der uferstrukturellen Veränderungen in den Subzonen Sub-, Eu- und Epilitoral (73, 73, 73) | | | |

4.7.3 Untersuchungseinheiten ‚Sturzbäume‘

Die Prädiktor-Variablen waren als Segment-Eigenschaften die gleichen wie bei der Untersuchungseinheit ‚Segmente‘, jedoch mit anderen Stichprobenumfängen. Für die Betrachtung aller Segmente war $n = 3748$, für die Betrachtung der Sturzbäume wurden nur die Ufersegmente herangezogen, die mindestens *einen* Sturzbaum enthielten ($n = 599$ Segmente). Da viele Segmente mehrere Sturzbäume enthielten, waren die zugehörigen Segmentmerkmale mehrfach im analysierten Datensatz vorhanden. Der gesamte Datensatz umfasste $n = 978$ Sturzbäume.

4.7.3.1 Normalverteilung und Transformation

Die Response-Variablen (vgl. Tabelle 4) waren mit Ausnahme von *TDI* angenähert normalverteilt, so dass nur *TDI* einer Johnson-Transformation unterzogen wurde. Die transformierte Variable (*TDI**) war angenähert symmetrisch verteilt.

Die erklärenden Umweltvariablen waren sämtlich nicht normalverteilt, so dass sie einer normalisierenden Transformation unterzogen wurden. Für alle Prädiktoren mit Ausnahme von *FOR* und *ISUB* ließen sich gute Ergebnisse erzielen, d. h. eine angenäherte Normalverteilung, auf jeden Fall eine symmetrische Verteilung mit mittig liegendem Modalwert.

Die transformierten Variablen sind mit einem * gekennzeichnet.

4.7.3.2 Kollinearität

Die Prädiktoren waren teilweise signifikant korreliert (partielle Korrelationskoeffizienten, $p \leq 0,01$, $n = 978$). So waren die HMS-Indizes *ISUB**, *IEU**, *IEPI** und *ISEG** sowie *FOR** signifikant positiv miteinander korreliert, was sich dadurch erklärt, dass sich hydromorphologische Eingriffe oft auf mehrere Uferzonen erstrecken und der Waldanteil in die Berechnung der Indizes *IEPI* und *ISEG* einfließt. Weiterhin war die Nördlichkeit/Südlichkeit *ENS** signifikant positiv mit *IEPI** korreliert, während die Östlichkeit/Westlichkeit signifikant positiv mit dem Waldanteil *FOR** korrelierte.

4.7.4 Untersuchungseinheiten ‚Ufersegmente‘

4.7.4.1 Normalverteilung und Transformation der Daten

Für die logistische Regressionsanalyse wurden die Häufigkeit wurde wie folgt klassiert:

ZFT_0 – 0 Sturzbäume je Segment ($n = 3149$ Segmente)

ZFT_1 – 1 Sturzbaum je Segment ($n = 366$)

ZFT_2 – 2 Sturzbäume je Segment ($n = 147$)

ZFT_3 – mehr als 2 Sturzbäume je Segment ($n = 86$)

Die genannten Prädiktor-Variablen (vgl. Tabelle 4) waren sämtlich nicht normalverteilt, so dass sie einer normalisierenden Johnson-Transformation unterzogen wurden. Für alle Prädiktoren mit Ausnahme von *FOR* und *ISUB* ließen sich gute Ergebnisse erzielen, d. h. eine angenäherte Normalverteilung, mindestens aber eine symmetrische Verteilung mit mittig liegendem Modalwert. Die transformierten Variablen sind mit einem * gekennzeichnet.

4.7.4.2 Kollinearität

Die Prädiktoren der anthropogenen uferstrukturellen Veränderungen *ISUB**, *IEU**, *IEPI** und *ISEG** waren signifikant positiv miteinander korreliert (partielle Korrelationen, $p < 0,01$), da sich anthropogene uferstrukturelle Veränderungen häufig über mehrere Uferzonen erstrecken. Ansonsten war die Neigung (*SLP**) signifikant positiv mit dem Waldanteil *FOR** und dem *ISEG**, aber signifikant negativ mit *IEU** korreliert. Der Waldanteil *FOR** war außerdem signifikant negativ mit *ISEG** korreliert, was sich auch damit erklärt, dass der Anteil von Uferwäldern in die Berechnung der HMS-Indizes eingeht.

4.7.5 Untersuchungseinheiten ‚Seen‘

4.7.5.1 Normalverteilung der Daten und Transformation

Die Normalverteilung der Daten wurde mittels Normal-Quantile-Plot und Andersen-Darling-Test visualisiert bzw. geprüft.

Alle Variablen waren nicht normalverteilt (Anderson-Darling-Test: $p < 0,01$). Sie wurden mittels Johnson Transformation einer symmetrischen Verteilung nähergebracht. In einigen Fällen wichen auch die transformierten Variablen signifikant von einer Normalverteilung ab. Dies war u. a. bei der Sturzbaumdichte der Fall (Anderson-Darling, $A^2 = 1,93$; $p < 0,0001$). Die transformierten Variablen sind mit einem * gekennzeichnet.

4.7.5.2 Kollinearität der Prädiktoren

Die Kollinearität der ggf. transformierten Daten wurde mittels Scatterplot visualisiert und parametrisch (Pearsons R^2) und nichtparametrisch (Kendalls τ) geprüft. Ein Teil der Variablen waren signifikant miteinander korreliert (partieller Korrelationskoeffizient, $p \leq 0,01$). Einen engen positiven Zusammenhang zeigten (i) $Tmax^*$ und $Tmean^*$, (ii) SLL^* und AL^* und SLD^* sowie (iii) $ISUB^*$, IEU^* und $IEPI^*$. Zusammenhänge dieser Art (i, ii) sind aufgrund der beckenmorphologischen Gegebenheiten für Seen einheitlicher Genese der Erfahrung nach zu erwarten. Auch die anthropogenen uferstrukturellen Veränderungen (iii) erstrecken sich häufig nicht nur auf eine, sondern auf alle drei Uferzonen. Darüber hinaus bestand eine signifikant positive negative Beziehung zwischen $Tmax$ und TI^* , d. h. seichte (ungeschichtete) Seen neigen im Mittel zu einem erhöhten Trophieniveau.

Diese kollinearen Zusammenhänge sind demnach eng begrenzt, leicht interpretierbar und fachlich seit langem bekannt.

5 Ergebnisse

5.1 Freilandbeobachtungen

Von den insgesamt 978 verifizierten Sturzbäumen (vgl. Tabelle 3) konnten 771 am Fundort aufgesucht werden, so dass ergänzende Informationen notiert werden konnten. Die verbleibenden 207 Sturzbäume waren unzugänglich und konnten nur über Luftbilder erfasst werden (vgl. Kapitel 4.5.2). Die Ergebnisse der Geländeerkundung können wie folgt zusammengefasst werden:

(1) Viele abgestorbene Bäume kippen zunächst nicht um, sondern verwittern und zerfallen an Ort und Stelle (Abbildung 10). Einzelne Bäume können sich trotz erheblicher Schräglage geraume Zeit mit ihren Grobwurzeln im Boden halten.



Abbildung 10: (a) links: abgestorbene, stark verwitterte Rotbuche am Ufer des Großen Wentowsees. Foto 8000158152799_0_241 vom 19.06.2014, W. Ostendorp. (b) rechts: große, schräg stehende und stark verwitterte Waldkiefer am Stechlinsee. Foto 800015815219_0_104, 16.06.2014, W. Ostendorp.

(2) Das eigentliche Transformationsereignis, das Stürzen des Baums konnte nicht direkt beobachtet werden. Allerdings wurden einige hochstämmige Bäume beobachtet, die sich bereits stark geneigt hatten, so ein Sturz bevorzustehen schien (Abbildung 11 b). Andererseits könnte es auch sein, dass senkrecht stehende Bäume unter bestimmten Bedingungen plötzlich kippen ((Abbildung 11 a).

(3) Stamm und Krone von gekippten Bäumen erreichen zunächst nur teilweise den Wasserspiegel. Mit zunehmendem Abbau der stützenden Beastung sinkt der Stamm schließlich auf den Seegrund. Es ist anzunehmen, dass ein großer Teil des Abbaus unter subaerischen Bedingungen stattfindet (Abbildung 12).

(4) Der Sturz ist ein individuelles Ereignis, das einen einzelnen Baum trifft, den Nachbarbaum aber schon nicht mehr. Gruppen oder gar Schneisen von umgestürzten Bäumen, wie man sie im Binnenland als Folge von Starkwindereignissen kennt, wurden nicht beobachtet.

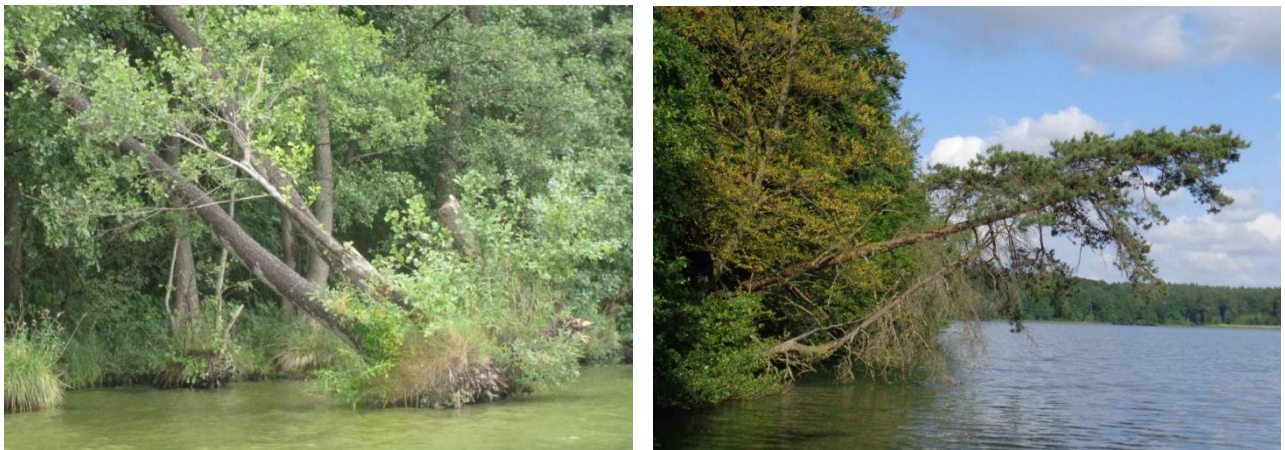


Abbildung 11: (a) links: spontan gekippte Schwarzerle mit angehobenem Wurzelteller am Gudelacksee. Foto 80001588259_0_220, 13.09.2010, W. Ostendorp. (b) kippende Waldkiefer, die sich aktuell noch mit ihren Wurzeln halten kann am Stechlinsee. Foto 800015815219_0_162, 17.06.2014, W. Ostendorp.



Abbildung 12 (a) links: diese gekippte Waldkiefer im Gr. Kastavensee erreicht auch nach mehrjährigem Abbau des Astwerks kaum die Wasseroberfläche. Foto 800025812941_0_002, 30.07.2013. (b) rechts: nach mehrjährigem Abbau ist ein Teil dieser gekippten Rotbuche im Gr. Stechlinsee bis auf den Seegrund abgesunken. Foto 800015815219_0_176, 17.06.2014, W. Ostendorp.

(5) Randständige Uferbäume stürzen zumeist, indem die Hauptwurzeln reißen und der Baum mitsamt Krone, Stamm und Wurzelteller umfällt. Durch Drehbewegung gerissene und gebrochene Stämme wurden nur selten beobachtet (Abbildung 13).

(6) Es wurden Sturzbäume in allen Zerfallsstadien beobachtet. Die Desintegration beginnt mit dem Vertrocknen der Blätter, geht weiter über den Abbau der dünnen Zweige und dickeren Äste und die Ablösung der Borke, bis nur noch Stammfragmente übrigbleiben. Eine zeitliche Einordnung war uns mangels validiertem Referenzmaterial nicht möglich.

(7) Gekippten oder abgebrochenen Baum-Weiden (*Salix alba*, *S. fragilis*) und Schwarzerlen gelingt es unter günstigen Bedingungen, ihr Blattwerk zu erhalten und den Stockaustrieb fortzusetzen, sofern sie Zugang zum (See-)Wasser haben (Abbildung 15).

(8) Die Sturzbäume sind offenbar dauerhaft ortsstabil. Die sperrige Kronenbeastung und der landseits aufliegende Wurzelteller verhindern eine Ortsverlagerung auch bei Hochwasser und Wellengang. Schwimmende Grobäste oder Stämme wurden nicht beobachtet. Kleinere Äste und Zweige werden vom Wellengang erfasst und sammeln sich im Spülsaum der Seen (Abbildung 16).

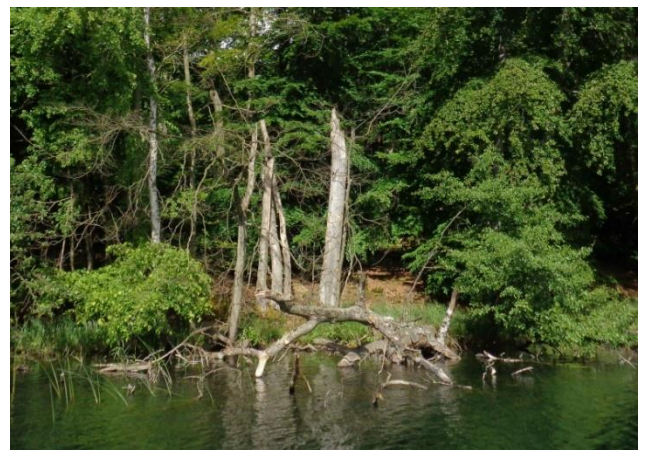


Abbildung 13: (a) links: geradlinig gekippte Hängebirke am Möllensee bei Grünheide mit Riss der Grobwurzeln und herausgehobenem Wurzelteller. Foto 8000158278619_0_109, 07.08.2012, W. Ostendorp. (b) rechts: mehrere gebrochene Buchen am Nehmitzsee, deren obere Stammhälften und Kronen im See liegen. Foto 800015815239_0_012, 14.06.2014, W. Ostendorp.



Abbildung 14: (a) links: rezent gekippte Waldkiefer am Nehmitzsee mit vertrockneten Nadeln und vollständig erhaltener Beastung, Foto 800015815239_0_066, 14.06.2014, W. Ostendorp. (b) rechts: älterer, weitgehend korrodierter Stamm mit wenigen erhaltenen Hauptästen am Gr. Wummsee. Foto 800015881113_0_007, 03.09.2010, W. Ostendorp.

Abundanz und Verteilung von Sturzbäumen



Abbildung 15: (a) links: gekippte Hauptachse einer Schwarzerle am Netzowsee, die teils unter Wasser liegt, aber dennoch zahlreiche vitale Seitentriebe entwickelt hat. Foto 8000158146839_0_037, 12.08.2013. (b) rechts: hochstämmige Weide (*Salix* sp.) am Werlsee, deren Stamm im Wasser liegend austreibt. Foto 8000158278659_0_072, 06.08.2012, W. Ostendorp.



Abbildung 16: (a) links: angeschwemmte Holz-Bruchstücke am Giesenschlagsee. Foto: 80002588113_0_036, 03.09.2010, W. Ostendorp. (b) rechts: stark korrodierte Stamm- und Ast-Fragmente im Spülsaum des Zootzensees. Foto 800015881159_0_082, 31.08.2010, W. Ostendorp.



Abbildung 17: (a) links: gestürzte Waldkiefer mit deutlich einseitiger Beastung der seeseitigen Krone am Ufer des Nehmitzsees. Foto 800015815239_0_100, 14.06.2014, W. Ostendorp. (b) rechts: erodierte und teilweise abgestorbene Wurzelteller zweier Schwarzerlen an einer aktiven Kliffkante im Wutzsee bei Lindow. Foto 80001588233_0_086, 08.09.2010, W. Ostendorp.

(9) In vielen Fällen hatten die gestürzten Bäume eine asymmetrische Krone entwickelt, d. h. zur offenen Seeseite hin war der Baum überlastig (Abbildung 17 a). Besonders augenfällig war dies bei der Waldkiefer der Fall. Auch einige noch stehende ufernahe Bäume zeigten asymmetrische Kronen.

(10) An den meisten Steilufern hat sich eine aktive Kliffkante in die alte (sandig-kiesige) Brandungsplattform eingefressen (Abbildung 3 a). Dabei wird auch das Wurzelwerk der ufernahen Bäume freigelegt und stirbt ab. Auch bei Schwarzerlen kann dies zu einer Instabilisierung des Baumes führen, obschon sich die Wurzeln mitunter im sauerstoffreichen Seewasser weiterentwickeln können (Abbildung 17 b).

5.2 Merkmale individueller Sturzbäume

5.2.1 Taxonomische Zusammensetzung

5.2.1.1 Übersicht

Die Artzugehörigkeit der Sturzbäume ließ sich mit den einfachen, bei der Geländeerkundung zur Verfügung stehenden Mitteln nur bei Exemplaren erkennen, bei denen noch Blätter bzw. Nadeln oder zumindest die Äste der Kronenstruktur erhalten waren. Dies war bei 445 von 978 ausgewerteten Sturzbäumen des Kerndatensatzes der Fall.

Es überwogen Buche (*Fagus sylvatica*, 243 Exemplare, 54,6 %), gefolgt von Kiefer (*Pinus sylvestris*, 68 Ex., 15, 3%), Schwarzerle (*Alnus glutinosa*, 54 Ex., 12,1 %), Hänge-Birke (*Betula pendula*, 42 Ex., 9,4 %) und Weide (*Salix* sp., 21 Ex., 4,7 %). Alle weiteren Baumarten wie Fichte, Esche, Pappel, Eiche, Robinie waren mit jeweils 1 % oder weniger vertreten.

Bei Weiden ergaben sich Beurteilungsunsicherheiten, da die im Wasser liegenden Bäume oft austrieben und sich weiterentwickelten und dann aus der Ferne kaum noch buschförmigen Weiden zu unterscheiden waren.

5.2.1.2 multinomiale multiple logistische Regression

Mittels multinomialer multipler logistischer Regression wurde untersucht, ob die Baumarten-Zusammensetzung durch die o. g. Johnson-transformierten Prädiktoren (Tabelle 4) erklärt werden kann.

Dabei wurde zunächst das gesättigte Modell analysiert (vgl. Kapitel 4.6.3), danach wurden Prädiktoren, deren LQT nicht signifikant war, ausgeschlossen, und daraus das optimierte Modell mit einem minimalen BIC-Wert entwickelt (Tabelle 5).

Das gesättigte Modell war hochsignifikant (LQT für das Gesamtmodell); dennoch war die Anpassung nach Ausweis von McFaddens R^2 , Nagelkerkes R^2 und des AUC-Werts gering bzw. ungenügend. Auch die Prognosefähigkeit, beurteilt anhand der Gesamt-Fehlklassifikationsrate war unbefriedigend. Vier der insgesamt acht Effekte waren signifikant (Effekt-LQT), nämlich die Uferneigung (*SLP**), der Waldanteil (*FOR**), der uferstrukturelle HMS-Index für das Sublitoral (*ISUB**) und das Epilitoral (*IEPI**).

Das optimierte Modell nach Ausschluss der nichtsignifikanten Prädiktoren wies eine nur leicht verringerte Anpassungsgüte auf. Die Signifikanz der verbliebenen Effekte vergrößerte sich. Die Tabelle 6 zeigt, welchen Einfluss die Prädiktoren auf die Wahrscheinlichkeit des Auftretens der einzelnen Baumarten im Vergleich zur Klasse „Sonstige“ hatten (*log odds ratio*, vgl. Backhaus et al 2018, S. 290 ff).

- Der Waldflächenanteil wirkt sich positiv auf alle Baumarten mit Ausnahme von Schwarzerle aus; besonders ausgeprägt ist der Zusammenhang mit der Auftretenswahrscheinlichkeit der Rotbuche.
- Bei einem steileren Ufer ist mit einer Zunahme von Wald-Kiefer in der Population der Sturzbäume zu rechnen.

- Der Einfluss der anthropogenen Veränderungen im Epilitoral war bei den beiden hochstämmigen Arten Rotbuche und Waldkiefer schwach signifikant negativ. Die Einflüsse der uferstrukturellen im Sublitoral im Vergleich zur Referenzklasse „sonstige“ verschwindet.

In den folgenden Abbildungen sind einige Zusammenhänge der Tabelle 5 beispielhaft visualisiert. Die Abbildung 18 zeigt, in welcher Weise die Wahrscheinlichkeit, dass es sich bei einem Sturzbaum um eine Rotbuche handelt, vom Waldflächenanteil im Epilitoral eines Segments abhängt. Bei einem eher geringen Waldanteil ($FOR < 0,7$) ist die Wahrscheinlichkeit deutlich geringer als bei einem geschlossenen Wald ($FOR > 0,9$). Die Abbildung 19 belegt den engen Zusammenhang mit der uferstrukturellen Beeinträchtigung ($IEPI$). An naturnahen Uferstrecken ($IEPI \leq 1,5$) dominiert die Buche die Sturzbaumpopulation mit rd. 50 % bis 80 % der Exemplare. An stärker anthropogen beeinträchtigten Ufern ($IEPI > 2,5$) treten andere Baumarten in den Vordergrund.

5.2.2 Erhaltungszustand der Kronenbeastung und des Stamms (TPR)

Wie die Geländebeobachtungen (vgl. Kapitel 5.1) gezeigt haben, sterben die im Wasser liegenden Sturzbäume alsbald ab. Eine Ausnahme bilden manche Weiden-Bäume (*Salix*-Arten). Die mutmaßlich dies- und letztjährig umgefallene Bäume besitzen noch vitale Blätter bzw. Nadeln (Erhaltungsgrad 1), die im weiteren Verlauf vertrocknen (Erhaltungsgrad 2). Im Laufe der Jahre werden zunächst die kleinen, blattlosen Zweige zersetzt und fallen ab (Desintegration der Kronenbeastung, Erhaltungsgrad 3). Danach zeigt sich die Rinde des Stamms und der dickeren Äste deutlich geschädigt (Risse, abgeplatzte Borke), bis sie sich flächenhaft vom Holz löst. Schließlich wird der Holzkörper der Krone abgebaut (Erhaltungsgrad 4), bis nach mehreren Jahren nur noch der Stamm mit den Stümpfen der größeren Äste übrigbleibt, wobei Astansätze und Bruchkanten durch Korrosion bereits stark abgerundet sind (Erhaltungsgrad 4).

Der fünfstufige Erhaltungsgrad wurde anhand der Geländebegehung ermittelt. Hierfür lagen 329 Beobachtungen vor. Am häufigsten waren die Erhaltungsgrade TPR_4 und TPR_5 , also Bäume mit weitgehend zersetzter Krone und ohne Borke auf dem Kernholz (Tabelle 7). Die empirischen Häufigkeiten der Kombinationen von Holzart und Erhaltungsgrad wichen signifikant von den Erwartungswerten bei zufälliger Verteilung ab (Pearson χ^2 : $\chi^2 = 31,7$, $p = 0,0015$): Die Rotbuche (Hartholz) und die Hänge-Birken (Weichholz) reicherten sich v. a. in der Stufe TPR_5 an, während die anderen Holzarten eher unspezifisch verteilt waren.

Das Datenkollektiv wurde mittels ordinaler multipler logistischer Regression untersucht (Tabelle 5, Spalte TRP). Das gesättigte Modell war signifikant, enthielt aber nur einen signifikanten Effekt ($ISUB$). Das optimierte Modell mit nur diesem Effekt war ebenfalls hochsignifikant. Alle Indikatoren deuteten auf eine unbefriedigende Anpassung hin. Auch die globale Fehlklassifikationsquote war sehr hoch. Das logistische Diagramm legt den Schluss nahe, dass mit steigendem HMS-Index im Sublitoral ($ISUB$) die Wahrscheinlichkeit gut erhaltener Sturzbäume ($TPR_1 \cup TPR_2$) zunimmt, wohingegen die Wahrscheinlichkeit stark zersetzter Sturzbäume (TPR_5) abnimmt (Abbildung 20). Aufgrund der geringer Anpassungsgüte sind die Schlussfolgerungen aber wenig vertrauenswürdig.

5.2.3 Länge der Sturzbäume (TLT)

Mit Hilfe des „Messen“-Tools ließ sich im GIS die Länge der Sturzbäume ermitteln, die bei unzersetzten Exemplaren in etwa der früheren Baumhöhe entsprechend dürfte. Die Länge schwankte zwischen einer definitorisch festgelegten Untergrenze von 5 m (s. o.) und einem Maximum von knapp 34 m. Der Mittelwert lag bei $15,0 \pm 5,2$ m ($M \pm SD$).

Ein Teildatensatz ($n = 329$), für den sowohl Längen als auch Angaben über die Baumart und den Erhaltungsgrad vorlagen, wurde mit einer zweifaktoriellen ANOVA mit Interaktionen analysiert. Das Modell war hochsignifikant ($F_{19;309} = 3,21$, $p > F < 0,0001$). Die Untersuchung der Effekte zeigte, dass die Länge hochsignifikant von der Baumart abhängig war ($F_{4;309} = 8,08$, $p > F < 0,0001$), während der Erhaltungszustand sowie die Inter-

Tabelle 5: Zusammenfassung der Ergebnisse der multinomialen multiplen logistischen Regressionen der klassierten Merkmale *TSP* (Baumarten) und *TPR* (Erhaltungsgrad) auf acht Prädiktoren (*ENS*, *SLP*, *FOR*, *ISUB*, *IEPI*, *ISEGM*) dargestellt sind Parameter für die Anpassungsgüte des Gesamtmodells in den Varianten gesättigtes und optimiertes Modell (Likelihood-Quotienten-Test, LQT) und die Effekt-LQT für die einzelnen Prädiktoren im optimierten Modell. n.b. – Prädiktor wurde im optimierten Modell nicht berücksichtigt. Erläuterungen zu den Prädiktoren vgl. Tabelle 4.

| Modell | | <i>TSP</i> | <i>TPR</i> |
|-----------------------------------|------------------------------|---------------|--------------|
| gesättigtes Modell | LQT: χ^2 ; $p > \chi^2$ | 185; <0,0001 | 21; 0,007 |
| | McFaddens R^2 | 0,159 | 0,024 |
| | Nagelkerkes R^2 | 0,368 | 0,067 |
| | Fehlklassifikation | 0,427 | 0,620 |
| optimiertes Modell | LQT: χ^2 ; $p > \chi^2$ | 153; <0,0001 | 14,7; 0,0001 |
| | McFaddens R^2 | 0,132 | 0,017 |
| | Nagelkerkes R^2 | 0,315 | 0,047 |
| | Fehlklassifikation | 0,432 | 0,623 |
| optimiertes Modell: Effekt LQT | <i>ENS</i> : $p > \chi^2$ | n.b. | n.b. |
| | <i>EEW</i> : $p > \chi^2$ | n.b. | n.b. |
| | <i>SLP</i> : $p > \chi^2$ | <0,0001 | n.b. |
| | <i>FOR</i> : $p > \chi^2$ | 0,0018 | n.b. |
| | <i>ISUB</i> : $p > \chi^2$ | <0,0001 | 0,0001 |
| | <i>IEU</i> : $p > \chi^2$ | n.b. | n.b. |
| | <i>IEPI</i> : $p > \chi^2$ | 0,0009 | n.b. |
| optimiertes Modell: ROC-Kurve | AUC | Fa_sy: 0,693 | TRP1∪TRP2 |
| | AUC | Pi_sy: 0,736 | TRP3: 0,638 |
| | AUC | Al_gl: 0,642 | TRP4: 0,605 |
| | AUC | Be_pe: 0,672 | TRP5: 0,605 |
| | AUC | sonst.: 0,844 | |

Tabelle 6: Analyse der Regressionskoeffizienten der signifikanten Effekte auf die Ereigniswahrscheinlichkeit (Wahrscheinlichkeit, dass es sich bei einem zufällig ausgewählten Sturzbaum um die genannte Baumart handelt). +, - : Vorzeichen des Regressionskoeffizienten, n.s. – nicht signifikant, $p > \chi^2 > 0,05$; +, - $p < 0,05$, ++, -- : $p < 0,01$, +++, --- : $p < 0,001$, ++++, ---- : $p < 0,0001$; Test: log odds ratio Test für die nachgeannten Baumarten im Verhältnis zur Referenz („sonstige“); Al_gl – Schwarzerle, *Alnus glutinosa*, Be_pe – Hängebirke, *Betula pendula*, Fa_sy – Rotbuche, *Fagus sylvatica*, Pi_sy – Waldkiefer, *Pinus sylvestris*.

| Effekt | Al_gl/sonstige | Be_pe/sonstige | Fa_sy/sonstige | Pi_sy/sonstige |
|--------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| SLP | n.s. | n.s. | n.s. | +++ |
| FOR | n.s. | ++ | +++ | + |
| ISUB | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| IEPI | n.s. | n.s. | -- | - |

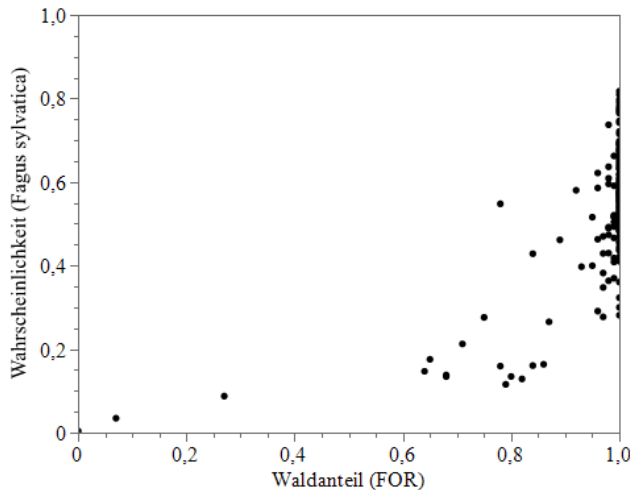


Abbildung 18: Wahrscheinlichkeit, dass es sich bei einem zufällig ausgewählten Sturzbaum um eine Rotbuche (*Fagus sylvatica*) handelt, in Abhängigkeit vom Waldflächenanteil (FOR) im Puffersegment.

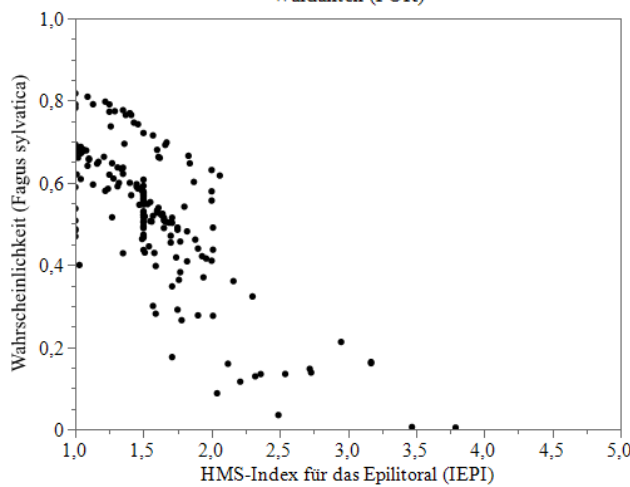


Abbildung 19: Wahrscheinlichkeit, dass es sich bei einem zufällig ausgewählten Sturzbaum um eine Rotbuche (*Fagus sylvatica*) handelt, in Abhängigkeit vom HMS-Index für das Epilitoral (IEPI).

aktionen keinen signifikanten Einfluss ausüben. ($F_{3;309} = 1,01$, $p > F = 0,39$ bzw. $F_{12;309} = 0,95$, $p > F = 0,49$). Die Exemplare von Hängebirke ($11,6 \pm 1,03$ m, $M \pm SE$) und Schwarzerle ($13,8 \pm 0,9$ m) waren signifikant kleiner als die von Waldkiefer ($17,7 \pm 0,7$ m) und Rotbuche ($16,9 \pm 0,5$ m) (Tukey-Kramers HSD post hoc Test, alle Paare; jeweils $p > |t| < 0,03$).

Die Abhängigkeit der Baumlänge *TLL* von den o. g. Umweltvariablen wurde mittels PLS Regressionen, differenziert nach den wichtigsten vier Baumarten untersucht (Tabelle 8).

Tabelle 7: Häufigkeitsverteilung von Erhaltungsgrad und Baumartenzugehörigkeit für $n = 329$ Beobachtungen. Angegeben sind die absoluten Häufigkeiten sowie die prozentualen Häufigkeiten in jeder Zeile.

| | | Erhaltungsgrad <i>TPR</i> | | | | | |
|----------------|-------------------------|---------------------------|------|------|------|-------|--|
| | | 1 ∪ 2 | 3 | 4 | 5 | Summe | |
| Baumart | Schwarzerle | 13 | 4 | 19 | 12 | 48 | |
| | <i>Alnus glutinosa</i> | 27 % | 8 % | 40 % | 25 % | 100 % | |
| | Hängebirke | 4 | 6 | 10 | 14 | 34 | |
| | <i>Betula pendula</i> | 12 % | 18 % | 29 % | 41 % | 100 % | |
| | Rotbuche | 22 | 24 | 49 | 77 | 172 | |
| | <i>Fagus sylvatica</i> | 13 % | 14 % | 29 % | 45 % | 100% | |
| | Waldkiefer | 16 | 12 | 20 | 9 | 57 | |
| | <i>Pinus sylvestris</i> | 28 % | 21 % | 35 % | 16 % | 100 % | |
| | sonstige | 6 | 4 | 6 | 2 | 18 | |
| | Baumarten | 33 % | 22 % | 33 % | 11 % | 100 % | |
| Summe | 61 | 50 | 104 | 114 | 329 | | |

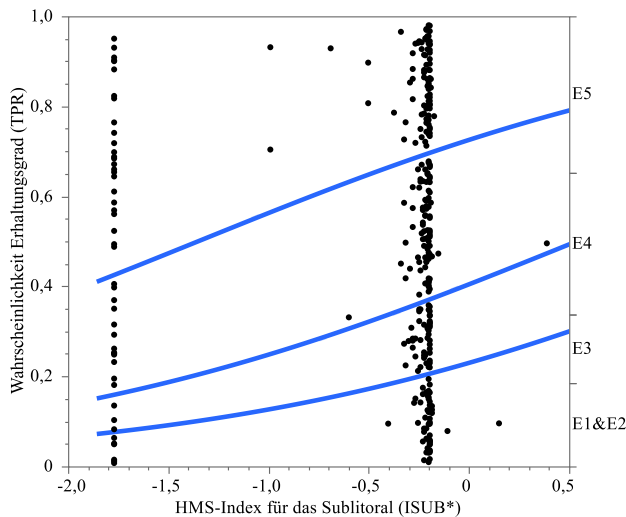


Abbildung 20: Logistisches Diagramm. Abhängigkeit der Wahrscheinlichkeit, dass ein zufällig ausgewählter Sturzbaum einem der vier Erhaltungsgrade zuzuordnen ist, von den uferstrukturellen Veränderungen im Sublitoral (*ISUB**, Johnson-transformiert), $n = 329$ Sturzbäume.

Die Tabelle 8 zeigt, dass die mittlere Länge der einzelnen Baumarten in der Sturzbaumpopulation von mehreren Umweltfaktoren abhängen. Rotbuchen und Hängebirken sind umso länger, je größer die Uferneigung ist. Stämme von Waldkiefer und Schwarzerle sind größer, wenn sie in Uferabschnitten mit geschlossenen Baumbeständen aufgewachsen sind. Auch die anthropogenen uferstrukturellen Eingriffe spielen eine Rolle: Je gravierender die Eingriffe im Sublitoral bzw. im Puffersegment sind, desto kürzer sind die Stämme von Rotbuche bzw. Schwarzerle.

5.2.4 Entfernung der Sturzbaum-Basis von der Uferlinie (*TDI*)

Die Geländebeobachtungen ergaben, dass alle Bäume in der Uferzone oberhalb der Mittelwasserlinie stockten, die zugleich die Uferlinie der uferstrukturellen Erfassung nach dem HMS-Verfahren ist. Die Sturzbäume waren zumeist an der Stammbasis, teilweise mit ihren Wurzeltellern umgerissen worden, so dass sich auch Jahre später der ursprüngliche Standort relativ zur Mittelwasserlinie ermitteln ließ. Eine offensichtliche Verlagerung ganzer Stämme wurde nur in einem Fall beobachtet.

Die Entfernungen zur Uferlinie (*TDI*) waren stark linkssteil verteilt. Die Stammbasen von insgesamt 978 Sturzbäumen des Kerndatensatzes waren in 605 (61,9 %) Fällen nicht weiter als 2,5 m von der Uferlinie entfernt. Weitere 242 Bäume (24,7 %) waren zwischen 2,5 und 5 m entfernt. Die verbleibenden 13,4 % waren zwischen 5 und maximal 15 m von der Uferlinie entfernt.

Die Entfernung hing hochsignifikant von der Holzart ab (Kruskal-Wallis, $\chi^2_{(5)} = 32,2$, $p > \chi^2 < 0,0001$). Der nicht-parametrische post hoc-Test (Steel-Dwass, alle Paare) ergab signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen Rotbuche einerseits und Schwarz-Erle, Hängebirke und (Baum-)Weiden-Arten andererseits. Die staunässe-empfindliche Rotbuche stand im Mittel $3,4 \pm 2,7$ m ($n = 243$) von der Uferlinie entfernt, während die anderen Baumarten zwischen 1,2 m und 2,3 m landseits der Uferlinie stockten.

Die PLS-Regression von *TDI** auf acht Prädiktoren ergab optimierte Modelle, die für die vier Hauptbaumarten unterschiedlich waren (Tabelle 9). Bei den hochstämmigen Rotbuchen und Waldkiefern standen die anthropogenen uferstrukturellen Eingriffe im Vordergrund. Ein zunehmender HMS-Index führte tendenziell zu einer Vergrößerung der Distanz, lediglich die Eingriffe im Sublitoral wirkten sich gegenteilig aus (*F. sylvatica*).

Für die eher kleinwüchsigen Baumarten Schwarz-Erle und Hängebirke, waren Uferneigung und Gehölzflächenanteil im Puffersegment bedeutender. Eine höhere Uferneigung ließ bei *B. pendula* eine höhere Distanz zur Uferlinie erwarten. Ein höherer Gehölzflächenanteil ging bei beiden Arten mit einer größeren Distanz zur Wasserlinie einher.

Tabelle 8 : Ergebnis der PLS-Regression der Gesamtlänge (*TLT*, m) von Sturzbäumen der vier Hauptbaumarten auf acht Prädiktoren (vgl. Tabelle 4).

n – Stichprobenumfang, R^2 , R^2_{adj} and $p > |t|$ – (adjustes) Bestimmtheitsmaß, Irrtumswahrscheinlichkeit für die Korrelation von $Y_{\text{beobachtet}}$ auf $Y_{\text{vorhergesagt}}$. *VIP* – Variable Importance for the Projection, $|\hat{b}|$ – Regressionskoeffizient des standardisierten X im optimierten Modell, b – Regressionskoeffizient des originalen X im optimierten Modell: a – Achsenabschnitt der Vorhersagegleichung $Y = \sum (b_i \times X_i) + a$. Normalisierend transformierte Variablen sind durch einen * gekennzeichnet. Nur Prädiktoren mit *VIP* > 0.8 in mindestens einem Modell sind dargestellt.

| response variable: <i>TLT</i> | | | | |
|----------------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|-----------------------|
| | <i>Fagus sylvatica</i> | <i>Pinus sylvestris</i> | <i>Alnus glutinosa</i> | <i>Betula pendula</i> |
| <i>n</i> | 243 | 68 | 54 | 42 |
| no. of latent factors | 1 | 1 | 1 | 1 |
| explained cumulative X variation | 62,3 % | 53,3 % | 72,1 % | 49,7 % |
| explained cumulative Y variation | 4,9 % | 10,3 % | 14,3 % | 13,3 % |
| no. of predictors | 2 | 2 | 2 | 2 |
| R^2 | 0,049 | 0,103 | 0,143 | 0,133 |
| R^2_{adj} | 0,045 | 0,088 | 0,126 | 0,111 |
| $p > t $ | 0,0005 | 0,0093 | 0,0057 | 0,018 |
| eliminated outliers | 2 | 3 | 2 | 0 |
| ENS* | <i>VIP</i> | | 0,89 | 0,82 |
| | loading | | 0,644 | 0,576 |
| | \hat{b} | | 0,197 | 0,211 |
| | b | | 1,0050 | 1,0981 |
| SLP* | <i>VIP</i> | 0,82 | | 1,15 |
| | loading | 0,774 | | 0,818 |
| | \hat{b} | 0,162 | | 0,298 |
| | b | 1,0200 | | 2,0211 |
| FOR* | <i>VIP</i> | | 1,09 | 1,14 |
| | loading | | 0,765 | 0,747 |
| | \hat{b} | | 0,240 | 0,255 |
| | b | | 23,452 | 10,164 |
| ISUB* | <i>VIP</i> | 1,15 | | |
| | loading | -0,633 | | |
| | \hat{b} | -0,116 | | |
| | b | -0,9744 | | |
| ISEG* | <i>VIP</i> | | 0,84 | |
| | loading | | -0,665 | |
| | \hat{b} | | -0,187 | |
| | b | | -0,9348 | |
| intercept a | 16,573 | 26,715 | 18,425 | 13,438 |

5.2.5 Länge der in der Seefläche liegenden Baumteile (*TLW*)

Aus der Differenz zwischen der Länge eines Sturzbaums und der Entfernung seiner Stammbasis von der Uferlinie ergibt sich die Länge von Stamm und Krone, die in der Seefläche, d. h. über dem Seespiegel oder unter Wasser liegt. Die Messwerte waren annähernd normalverteilt mit $12,6 \pm 4,7$ m ($M \pm SD$; $n = 978$).

Ein Teildatensatz ($n = 329$), für den sowohl Längenangaben als auch Angaben über die Baumart und den Erhaltungsgrad vorlagen, wurde mittels zweifaktorieller ANOVA mit Interaktionen analysiert. Das Modell war hochsignifikant (ANOVA: $F_{19;309} = 2,66$, $p > F = 0,0003$). Allerdings war nur die Baumart als fester Faktor

signifikant (Effekttest: $F_{4;309} = 7,21$, $p > F < 0,0001$), während der Erhaltungsgrad ($F_{3;309} = 0,60$, $p > F = 0,62$) und die Interaktionen ($F_{12;309} = 0,91$, $p > F = 0,53$) keinen signifikanten Einfluss hatten. Die umgestürzten Stämme von Rotbuche ($13,9 \pm 0,4$ m, $M \pm SE$, $n = 142$) und Waldkiefer ($15,1 \pm 0,7$ m, $n = 57$) ragten signifikant weiter in die Flachwasserzone hinein als die von Schwarz-Erle ($11,2 \pm 0,8$ m, $n = 48$) und Hängebirke ($9,9 \pm 0,9$ m, $n = 34$) ($p > |t| < 0,05$ in allen Fällen).

Tabelle 9: Ergebnisse der PLS-Regression der Entfernung der Stammbasis von der Uferlinie (TDI^*) für die vier wichtigsten Baumarten in der Sturzbaum-Population. Vgl. Legende zu Tabelle 8.

| response variable: TDI^* | | | | |
|----------------------------------|--------------------------|-------------------------|------------------------|-----------------------|
| | <i>Fagus sylvatica</i> | <i>Pinus sylvestris</i> | <i>Alnus glutinosa</i> | <i>Betula pendula</i> |
| <i>n</i> | 243 | 68 | 54 | 42 |
| no. of latent factors | 2 | 1 | 1 | 1 |
| explained cumulative X variation | f1: 77,3 % f2: 22,7 % | 91,5 % | 100 % | 66,5 % |
| explained cumulative Y variation | f1: 6,2 % f2: 4,0 % | 25,5 % | 23,5 % | 14,3 % |
| no. of predictors | 2 | 2 | 1 | 2 |
| R^2 | 0,102 | 0,255 | 0,235 | 0,143 |
| R^2_{adj} | 0,098 | 0,244 | 0,220 | 0,121 |
| $p > t $ | <0,0001 | <0,0001 | 0,0002 | 0,016 |
| eliminated outliers | 2 | 0 | 0 | 2 |
| SLP* | | | | |
| VIP | | | | 0,91 |
| loading | | | | 0,676 |
| \hat{b} | | | | 0,211 |
| b | | | | 0,2336 |
| FOR* | | | | |
| VIP | | | 1,00 | 1,08 |
| loading | | | 1,000 | 0,737 |
| \hat{b} | | | 0,485 | 0,252 |
| b | | | 3,7984 | 2,2398 |
| ISUB* | | | | |
| VIP | 1,09 | | | |
| loading | f1: -0,791 f2: -0,195 | | | |
| \hat{b} | -0,417 | | | |
| b | -0,5679 | | | |
| IEU* | | | | |
| VIP | 0,90 | | | |
| loading | f1: -0,604 f2: 0,981 | | | |
| \hat{b} | 0,220 | | | |
| b | 0,2612 | | | |
| IEPI* | | | | |
| VIP | | 1,05 | | |
| loading | | 0,710 | | |
| \hat{b} | | 0,277 | | |
| b | | 0,3123 | | |
| ISEG* | | | | |
| VIP | | 0,95 | | |
| loading | | 0,704 | | |
| \hat{b} | | 0,251 | | |
| b | | 0,2452 | | |
| intercept a | -0,3419 | -0,2371 | 1,3092 | 0,6024 |

Tabelle 10: Ergebnisse der PLS-Regression der im See liegenden Stamm- und Kronenlänge (*TLW*) für die vier wichtigsten Baumarten in der Sturzbaum-Population. Vgl. Legende zu Tabelle 8.

| response variable: <i>TLW</i> * | | | | |
|----------------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------|-----------------------|
| | <i>Fagus sylvatica</i> | <i>Pinus sylvatica</i> | <i>Alnus glutinosa</i> | <i>Betula pendula</i> |
| <i>n</i> | 243 | 68 | 54 | 42 |
| no. of latent factors | 2 | 1 | 2 | 0 |
| explained cumulative X variation | f1: 50,3 % f2: 45,3 % | 53,4 % | f1: 54,6 % f2: 24,8 % | |
| explained cumulative Y variation | f1: 5,3 % f2: 0,6 % | 9,1 % | f1: 18,3 % f2: 4,3 % | |
| no. of predictors | 3 | 2 | 4 | 6 |
| R^2 | 0,060 | 0,091 | 0,226 | n. s. |
| R^2_{adj} | 0,056 | 0,077 | 0,210 | n. s. |
| $p > t $ | 0,0001 | 0,015 | 0,0004 | |
| eliminated outliers | 5 | 3 | 2 | 1 |
| ENS* | | | | |
| <i>VIP</i> | | 1,03 | | |
| loading | | 0,724 | | |
| \hat{b} | | 0,212 | | |
| <i>b</i> | | 1,028 | | |
| EEW* | | | | |
| <i>s</i> | | | 1,27 | |
| | | | f1: -0,469 | |
| | | | f2: -0,649 | |
| | | | -0,368 | |
| | | | -1,7170 | |
| SLP* | | | | |
| <i>VIP</i> | 1,12 | | | |
| loading | f1: 0,346 f2: 0,777 | | | |
| \hat{b} | 0,192 | | | |
| <i>b</i> | 1,0844 | | | |
| FOR* | | | | |
| <i>VIP</i> | | 0,97 | 0,94 | |
| loading | | 0,690 | f1: 0,528 f2: -0,076 | |
| \hat{b} | | 0,201 | 0,172 | |
| <i>b</i> | | 18,663 | 6,7512 | |
| IEPI* | | | | |
| <i>VIP</i> | 0,93 | | 0,88 | |
| loading | f1: 0,658 f2: 0,454 | | f1: -0,514 f2: 0,588 | |
| \hat{b} | -0,091 | | 0,083 | |
| <i>b</i> | -0,5824 | | 0,3897 | |
| ISEG* | | | | |
| <i>VIP</i> | 0,94 | | 0,85 | |
| loading | f1: -0,669 f2: 0,437 | | f1: -0,487 f2: 0,476 | |
| \hat{b} | -0,092 | | -0,141 | |
| <i>b</i> | -0,5063 | | -0,6804 | |
| intercept a | 13,405 | 22,458 | 14,180 | |

Die PLS-Regression liefert für drei Baumarten signifikante optimierte Modell. Im Falle der Rotbuche ist damit zu rechnen, dass an steileren Ufern längere Stammstücke im Wasser liegen (*SLP**). Gegenteilige Wirkungen zeigten die anthropogenen Eingriffe im Epilitoral (*IEPI**) und im Puffersegment (*ISEG**). Allerdings erklärte das Modell nur 5,9 % der Variabilität von *TLW**.

Bei der Waldkiefer spielten die Uferexposition und der Gehölzflächenanteil eine Rolle. Nördlich exponierte Ufer (*ENS**) und hohe Gehölzanteile (*FOR**) führen tendenziell zu größeren Stamm- und Kronenstücken im wasserbedeckten Litoral.

Die im See liegende Länge von Schwarzerlen-Sturzbäumen wurde wesentlich durch die Uferexposition bestimmt. An westlich exponierten Ufern war die Länge geringer. Ein hoher Gehölzflächenanteil war mit längeren Stämmen verbunden. Auch die anthropogenen Einflüsse im Epilitoral und im Puffersegment spiegelten sich wider.

Für die Hängebirke ergaben sich Null latente Faktoren (Minimum der $\sqrt{\text{PRESS}}$), d. h. es ließ sich kein signifikantes Modell mit mindestens einer Projektionsachse darstellen. Die besten Näherungen waren damit die Mittelwerte von TDI^* und der Prädiktoren.

5.2.6 Relative Fallrichtung der Sturzbäume (TDA)

Die relative Fallrichtung der Sturzbäume ergibt sich aus der Winkeldifferenz der Fallrichtung zur Exposition des Ufersegments, jeweils gemessen in Grad der Windrose. Es gilt dabei die kleinste Winkeldifferenz, entweder rechtsdrehend (d. h. im Uhrzeigersinn) mit positivem Vorzeichen oder linksdrehend (d. h. entgegen dem Uhrzeigersinn) mit negativem Vorzeichen.

Die relative Fallrichtung TDA war annähernd normalverteilt mit einem Mittelwert von 2° und einer Standardabweichung von 22° ($n = 978$). 37,6 % ($n = 368$) der Bäume fielen in einem Winkel zwischen $+10^\circ$ und -10° zur Expositionsrichtung des Ufers, also nahezu senkrecht zur Uferlinie. Weitere 45,9 % ($n = 449$) lagen innerhalb einer Winkeldifferenz von $-30^\circ/+30^\circ$. Die maximalen Abweichungen der Fallrichtung von der Ufersenkrechten betrug etwa $\pm 80^\circ$.

Tabelle 11: Ergebnisse der PLS-Regression des relativen Fallwinkels der Sturzbäume (TDA) für die vier wichtigsten Baumarten in der Sturzbaum-Population. Vgl. Legende zu Tabelle 8.

| | | response variable: TDA | | | |
|----------------------------------|--------------|---------------------------------|-------------------------|------------------------|-----------------------|
| | | <i>Fagus sylvatica</i> | <i>Pinus sylvestris</i> | <i>Alnus glutinosa</i> | <i>Betula pendula</i> |
| n | | 243 | 68 | 54 | 42 |
| no. of latent factors | | 1 | 0 | 0 | |
| explained cumulative X variation | | 72,5 % | | | |
| explained cumulative Y variation | | 2,3 % | | | |
| no. of predictors | | 3 | | | |
| R^2 | | 0,023 | n. s. | n. s. | n. s. |
| R^2_{adj} | | 0,019 | | | |
| $p > t $ | | 0,019 | | | |
| eliminated outliers | | 1 | 2 | 2 | 2 |
| IEU^* | VIP | 0,93 | | | |
| | loading | 0,493 | | | |
| | \hat{b} | 0,055 | | | |
| | b | 1,434 | | | |
| IEPI^* | VIP | 1,08 | | | |
| | loading | 0,593 | | | |
| | \hat{b} | 0,064 | | | |
| | b | 1,608 | | | |
| ISEG^* | VIP | 0,99 | | | |
| | loading | 0,636 | | | |
| | \hat{b} | 0,059 | | | |
| | b | 1,277 | | | |
| intercept a | | 1,786 | | | |

Eine signifikante Beeinflussung durch Umweltfaktoren war nur bei der Rotbuche gegeben; allerdings war die erklärte Variabilität von *TDA* mit nur 2,3 % sehr gering. Hier wurde die rechtsdrehende relative Fallrichtung geringfügig größer, wenn sich die anthropogenen Veränderungen im Eu- und Epilitoral sowie im Puffersegment verdichteten.

Für die anderen Waldbäume ergab sich kein signifikantes optimiertes Modell, d. h. das Minimum des $\sqrt{\text{PRESS}}$ -Wertes indizierte Null latente Faktoren. In diesen Fällen sind die Mittelwerte für *TDA* die besten Schätzwerte.

5.3 Sturzbaum-Dichte in Ufersegmenten

5.3.1 Übersicht

Von den 3748 Segmenten des Kerndatensatzes (vgl. Kapitel 4.7.1) wiesen 3149 (84,0 %) keine Sturzbäume auf, weitere 366 (9,8 %) enthielten nur einen Sturzbaum (Abbildung 21). Segmente mit vier und mehr Sturzbäumen traten nur sehr selten auf (39 Segmente, 1,0 %). Die Sturzbaumdichte war demnach nicht normalverteilt. Zwischen der Sturzbaumdichte und der Anzahl der betroffenen Segmente (*N_{segm}*) bestand eine signifikante Beziehung:

$$\log N_{segm} = 1,572 - 0,429 \times ZFT; n = 3748, R^2 = 0,971, p < 0,0001$$

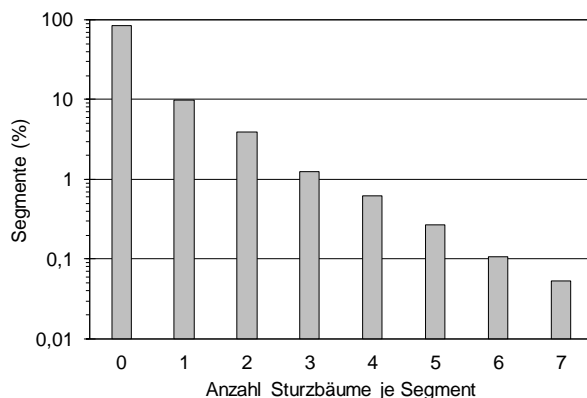


Abbildung 21: Häufigkeit von Sturzbäumen in einem Ufersegment (ca. 100 m). Prozentualer Anteil der Segmente (ca. 100 m Uferlänge), in denen 0, 1, ..., 7 Sturzbäume vorkommen (100 % = 3748 Segmente).

5.3.2 Gesättigtes logistisches Regressionsmodell

Bei dem gesättigten logistischen Regressionsmodell handelte es sich um ein multiples Modell mit acht Effekten (Prädiktoren) und einer ordinal skalierten Zufallsvariablen in vier Stufen (s.o.), in das alle validierten Datensätze (3748 Ufersegmente) eingelesen wurden.

Das Gesamtmodell war statistisch hochsignifikant vom Baseline Modell (alle Regressionskoeffizienten gleich Null) verschieden (Tabelle 12). McFaddens R^2 und Nagelkerkes R^2 verwiesen auf eine geringe Varianzklärungsgüte. Die AUC-Werte waren Hosmer et al. (2013): p. 177 zufolge 'excellent'. Mit Ausnahmen von *ENS** und *EEW** waren die Effekte aller Prädiktoren hochsignifikant vom Baseline Modell verschieden (Tabelle 13).

Die prognostischen Fähigkeiten des Modells waren nach Ausweis der Konfusionsmatrix sehr gering (Tabelle 14). Zwar wurden die Ufersegmente der Stufe *ZFT_0* mit hoher Quote richtig vorhergesagt, nicht aber die Ufersegmente der anderen drei Stufen; hier wurden die Ufersegmente zum überwiegenden Teil vom Modell falsch klassifiziert und der Stufe *ZFT_0* zugeordnet.

Tabelle 12: Prüfung des Gesamtmodells (LQT der Differenz zum Baseline Modell): gesättigtes Modell mit acht Prädiktoren und optimiertes Modell mit vier Prädiktoren; -LL - -Loglikelihood

| Parameter | gesättigtes Modell | optimiertes Modell |
|---|---|---|
| -LL d. Differenz, χ^2 , $p > \chi^2$ | -LL = 341,9; $\chi^2 = 684$, $df = 8$; $p > \chi^2$: <0,0001 | -LL = 324,3; $\chi^2 = 648$, $df = 4$; $p > \chi^2$: <0,0001 |
| McFaddens pseudo R ² | 0,155 | 0,141 |
| Nagelkerkes R ² | 0,241 | 0,230 |
| AUC | ZFT_1: 0,811; ZFT_2 = 0,838; ZFT_3: 0,859 | ZFT_1: 0,805; ZFT_2 = 0,832; ZFT_3: 0,849 |
| Fehlklassifikationsquote | 0,161 | 0,160 |

Tabelle 13: Prüfung der Effekte (LQT) im gesättigten Modell mit acht Prädiktoren und im optimierten Modell mit vier Prädiktoren

| Prädiktor | gesättigtes Modell | | optimiertes Modell | |
|-----------|------------------------------|--|------------------------------|--|
| | Schätzer ± Standardfehler | LQT: χ^2 , df , $p > \chi^2$ | Schätzer ± Standardfehler | LQT: χ^2 , df , $p > \chi^2$ |
| SLP* | -1,072 ± 0,083 | 183,5; 1; <0,0001 | -1,097 ± 0,081 | 184,7 ; 1; < 0,0001 |
| IEU* | -1,122 ± 0,173 | 44,5; 1; <0,0001 | -1,746 ± 0,140 | 155,0 ; 1; < 0,0001 |
| FOR* | -0,977 ± 0,106 | 89,9; 1; <0,0001 | -0,911 ± 0,105 | 75,0 ; 1; < 0,0001 |
| IEPI* | 0,928 ± 0,134 | 51,3; 1; <0,0001 | 0,482 ± 0,077 | 39,0; 1; < 0,0001 |
| ISUB* | -0,535 ± 0,125 | 19,1; 1; <0,0001 | | |
| ISEG* | -0,586 ± 0,139 | 18,5; 1; <0,0001 | | |
| ENS* | -0,010 ± 0,051 | 0,0; 1; 0,84 | | |
| EEW* | 0,016 ± 0,051 | 0,1; 1; 0,76 | | |

Tabelle 14: Konfusionsmatrizes des gesättigten Modells und des optimierten Modells (Vergleich der beobachteten und der vorhergesagten Fälle).

| beobachtet | vorhergesagt | | | | | | | |
|------------|--------------------|-------|-------|-------|--------------------|-------|-------|-------|
| | gesättigtes Modell | | | | optimiertes Modell | | | |
| | ZFT_0 | ZFT_1 | ZFT_2 | ZFT_3 | ZFT_0 | ZFT_1 | ZFT_2 | ZFT_3 |
| ZFT_0 | 3138 | 8 | 0 | 3 | 3140 | 6 | 0 | 3 |
| ZFT_1 | 355 | 8 | 0 | 3 | 357 | 6 | 0 | 3 |
| ZFT_2 | 141 | 4 | 0 | 2 | 141 | 4 | 0 | 2 |
| ZFT_3 | 84 | 2 | 0 | 0 | 84 | 1 | 0 | 1 |

5.3.2.1 optimiertes Modell

Im gesättigten Modell waren für die Kennzeichnung der uferstrukturellen Veränderungen vier Prädiktoren enthalten, die hochgradig miteinander korreliert waren. Von diesen zeigten *ISUB** und *ISEG** vergleichsweise niedrige LQT- χ^2 -Werte (Tabelle 13), so dass sie nach dem Sparsamkeitsgrundsatz ebenso wie die nicht signifikanten Prädiktoren *ENS** und *EEW** vom Modell ausgeschlossen wurden.

Das auf diese Weise optimierte logistische Regressionsmodell enthielt demnach für die Ufermorphologie den Prädiktor *SLP**, für das Vorkommen von Ausgangsmaterial den Prädiktor *FOR** und für die anthropogenen

uferstrukturellen Veränderungen die Prädiktoren IEU^* und $IEPI^*$. Die Anpassungsgüte war leicht verringert (vgl. Tabelle 12).

Nach Ausweis des LQT der Differenz zum Baseline-Modell waren die Uferneigung (SLP^*) und die uferstrukturellen Veränderungen im Eulitoral (IEU^*) die wichtigsten Einflussgrößen, gefolgt vom Gehölzanteil (FOR^*) in den Puffersegmenten und den uferstrukturellen Veränderungen im Epilitoral ($IEPI^*$).

Mit zunehmender Uferneigung nahm die Wahrscheinlichkeit ab, dass ein Ufersegment *keinen* Sturzbaum enthielt (Abbildung 22). Gleichzeitig nahm die Wahrscheinlichkeit zu, dass ein (ZFT_1), zwei bzw. drei und mehr Sturzbäume (ZFT_2 , ZFT_3) in einem Ufersegment vorkommen. Auffällig war, dass ab einer Uferneigung von $SLP = 0,6$ mit einem sprunghaften Anstieg des Auftretens von drei oder mehr Sturzbäumen zu rechnen ist.

Eine zunehmende uferstrukturelle Beeinträchtigung im Eulitoral (IEU) bewirkte eine zunehmende Wahrscheinlichkeit, dass in den Ufersegmenten kein Sturzbaum (ZFT_0) zu finden war (Abbildung 24); diese Tendenz ist v.a. für $IEU > 1,6$ ausgeprägt. Demgegenüber sank die Wahrscheinlichkeit, dass ein (ZFT_1), zwei (ZFT_2) oder drei bzw. mehr als drei (ZFT_3) Sturzbäume je Segment auftreten. Für ZFT_3 trat diese Tendenz bereits für geringfügig veränderte Segmente mit $IEU < 1,6$ deutlich hervor.

Mit zunehmendem Gehölzflächenanteil in den Puffersegmenten nahmen die Wahrscheinlichkeiten zu, dass ein oder zwei oder drei bzw. mehr als drei Sturzbäume in einem Segment liegen. Insbesondere ist für $FOR > 0,9$ eine deutliche Steigerung von ZFT_2 und ZFT_3 zu erwarten. Insgesamt gesehen, bleiben die Wahrscheinlichkeiten jedoch gering, nach wie vor dominieren die Segmente ohne Sturzbäume.

Das optimierte Modell lässt einen negativen Einfluss der ufermorphologischen Beeinträchtigung im Eulitoral (IEU) auf die Wahrscheinlichkeit des Sturzbaumvorkommens erkennen (Abbildung 25). Mit zunehmendem Index, insbesondere für $IEPI > 2,1$, nimmt die Wahrscheinlichkeit zu, dass kein Sturzbaum vorkommt. Im Gegenzug nehmen die Wahrscheinlichkeiten für das Vorkommen von ein, zwei, drei oder mehr als drei Sturzbäumen ab.

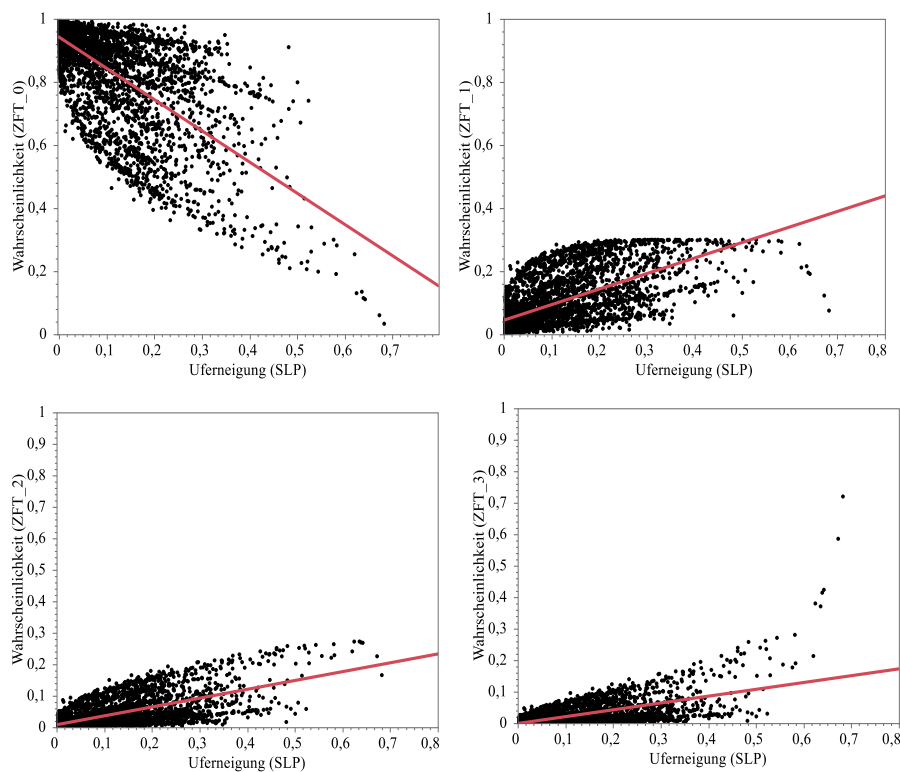


Abbildung 22: Abhängigkeit der Ereigniswahrscheinlichkeiten von ZFT_0 , ZFT_1 , ZFT_2 und ZFT_3 von der Uferneigung (SLP). Punkte – Ufersegmente, rote Linie – Regressionsgerade zur Illustrierung (alle Regressionsgeraden waren signifikant, $p < 0,0001$).

Abundanz und Verteilung von Sturzbäumen

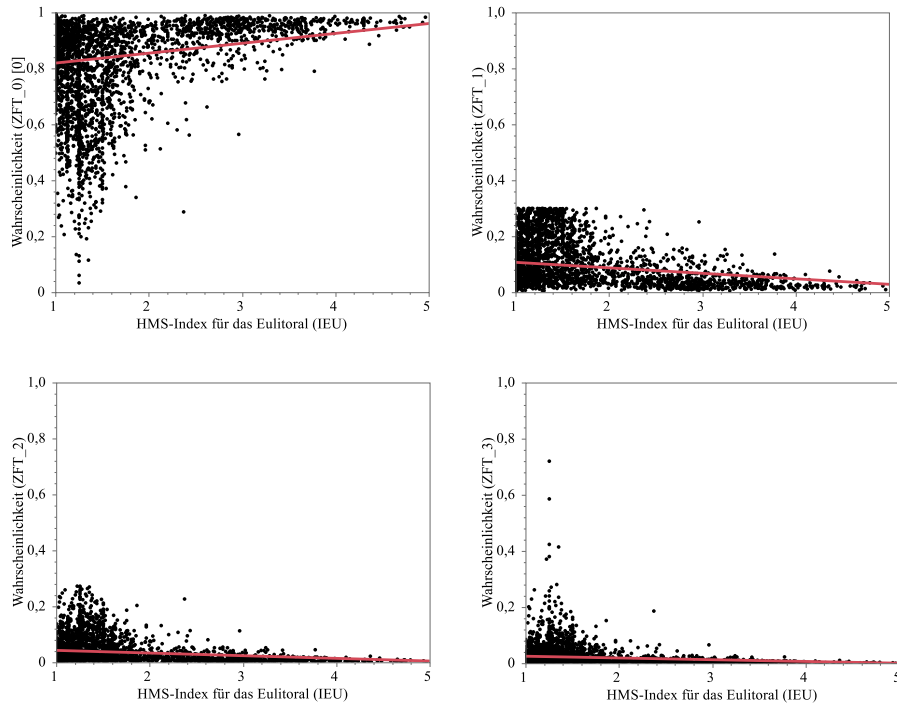


Abbildung 23: Abhängigkeit der Ereigniswahrscheinlichkeiten von ZFT_0 , ZFT_1 , ZFT_2 und ZFT_3 von der uferstrukturellen Beeinträchtigung im Eulitoral (IEU). Punkte – Ufersegmente, rote Linie – Regressionsgerade (alle Regressionsgeraden waren signifikant, $p < 0,0001$).

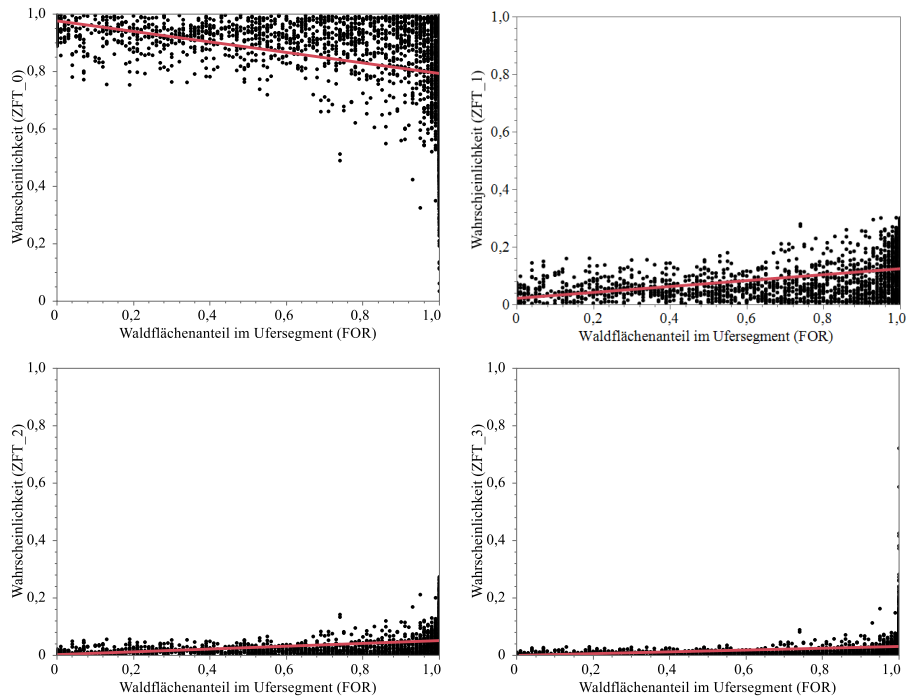


Abbildung 24: Abhängigkeit der Ereigniswahrscheinlichkeiten von ZFT_0 , ZFT_1 , ZFT_2 und ZFT_3 vom Anteil der Gehölzfläche an der Epilitoral-Fläche des Ufersegments (FOR). Punkte – Ufersegmente, rote Linie – Regressionsgerade (alle Regressionsgeraden waren signifikant, $p < 0,0001$).

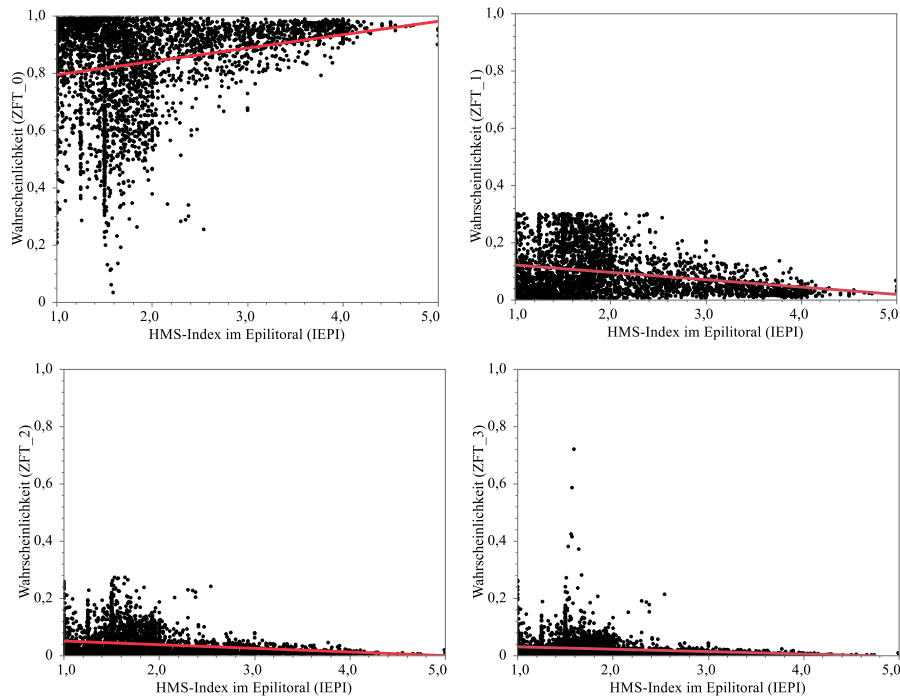


Abbildung 25: Abhängigkeit der Ereigniswahrscheinlichkeiten von *ZFT_0*, *ZFT_1*, *ZFT_2* und *ZFT_3* von der uferstrukturellen Beeinträchtigung im Epilitoral (*IEPI*). Punkte – Ufersegmente, rote Linie – Regressionsgerade (alle Regressionsgeraden waren signifikant, $p < 0,0001$).

5.3.2.2 Einfluss der Stichprobengröße in den Response-Stufen

Wie eingangs erwähnt, waren die Häufigkeit der Sturzbaum-Klassen sehr ungleich verteilt, wobei Segmente ohne Sturzbäume bei weitem überwogen. Um das daraus berechnete gesättigte Modell (s. o.; Modell A) zu verifizieren, wurde ein gesättigtes Modell gerechnet, in dem (i) alle Stichproben der Stufen *ZFT_1*, *ZFT_2* und *ZFT_3* enthalten waren, sowie eine Zufallsauswahl von ca. 10 % der Stichprobe der Klasse *ZFT_0* (Modell B). Damit waren die vier Klassen mit jeweils 86 bis 366 Stichproben vertreten.

Die Tabelle 15 zeigt, dass sich Modell A und Modell B in systematischer Weise unterschieden. Alle Indikatoren der Anpassungsgüte des Gesamtmodells wurden beim Modell A günstiger beurteilt als beim Modell B. Auch die Prüfung der Effekte (χ^2 -Wert des LQT) fiel günstiger aus. Auffällig war die scheinbare Verbesserung des Prognoseniveaus (Erniedrigung der globalen Fehlklassifikationsquote), was dadurch zustande kommt, dass fast alle Ereignisse der Stufe *ZFT_0* „richtig“ klassifiziert wurden, nicht jedoch die Ereignisse der anderen Stufen.

Als Fazit lässt sich festhalten, dass das Modell A konservativ interpretiert werden sollte, da es die realen Verhältnisse vermutlich zu günstig beurteilt. Dem wurde hier nachgekommen, indem nicht und schwach signifikante Prädiktoren aus dem Modell entfernt wurden. Ergebnis war das optimierte Modell (s.o.).

Tabelle 15: Vergleiche zwischen dem gesättigten logistischen Regressionsmodell mit vollständigem Datensatz und zehn Regressionsmodellen mit einem reduzierten Datensatz in *ZFT_0* (10 % des Stichprobenumfangs); angegeben sind Mittelwerte und Standardabweichungen. Einzelheiten s. Text.

| Parameter | vollständiger Datensatz | reduzierter Datensatz | |
|----------------------------|--------------------------|-----------------------|--|
| | | Mittelwert | Standardabweichung |
| McFaddens R ² | 0,155 ** | 0,123 | 0,011 |
| Nagelkerkes R ² | 0,241 * | 0,288 | 0,021 |
| AUC (ROC): | | | |
| ZFT_1 | 0,811 n.s. | 0,811 | 0,014 |
| ZFT_2 | 0,838 ** | 0,735 | 0,007 |
| ZFT_3 | 0,859 ** | 0,740 | 0,008 |
| Fehlklassifikationsquote | 0,161 ** | 0,482 | 0,004 |
| ENS* | Schätzwert (Regr.koeff.) | -0,010 | -0,006 |
| | chi ² (1) | 0,04 | 0,5 |
| | p > chi ² | 0,84 | 0,24 |
| EEW* | Schätzwert (Regr.koeff.) | 0,016 | 0,015 |
| | chi ² | 0,1 | 0,4 |
| | p > chi ² | 0,76 | 0,19 |
| SLP* | Schätzwert (Regr.koeff.) | -1,703 | -0,848 |
| | chi ² | 183,5 | 60,6 |
| | p > chi ² | <0,0001 | <0,0001 in 10 (10) Fällen |
| FOR* | Schätzwert (Regr.koeff.) | -0,977 | -0,852 |
| | chi ² | 89,9 | 37,3 |
| | p > chi ² | <0,0001 | <0,0001 in 10 (10) Fällen |
| ISUB* | Schätzwert (Regr.koeff.) | -0,535 | -0,419 |
| | chi ² | 19,1 | 7,0 |
| | p > chi ² | <0,0001 | 0,036 |
| IEU* | Schätzwert (Regr.koeff.) | -1,122 | -1,154 |
| | chi ² | 44,5 | 25,8 |
| | p > chi ² | <0,0001 | <0,0001 in 10 (10) Fällen |
| IEPI* | Schätzwert (Regr.koeff.) | 0,928 | 0,772 |
| | chi ² | 51,3 | 20,2 |
| | p > chi ² | <0,0001 | <0,0001; <0,002 |
| | | | <0,0001 in 8 (10) Fällen; <0,002 in 2 (10) Fällen |
| IEPI* | Schätzwert (Regr.koeff.) | -0,586 | -0,401 |
| | chi ² | 18,5 | 5,7 |
| | p > chi ² | <0,0001 | 0,068 |

5.4 Sturzbaum-Dichte in Seen

5.4.1 Übersicht

Die mittlere Sturzbaumdichte im Kerndatensatz lag bei $ZFT = 1,84 \text{ km}^{-1}$ mit einer Schwankungsbreite zwischen 0 und $12,8 \text{ km}^{-1}$ (Abbildung 26) Die Werte waren stark linksteil verteilt, wobei 26 % der Seen überhaupt keine Sturzbäume enthielten. Der See mit den meisten Sturzbäumen, insgesamt 200 Exemplare ($12,8 \text{ km}^{-1}$), war der Große Stechlin.

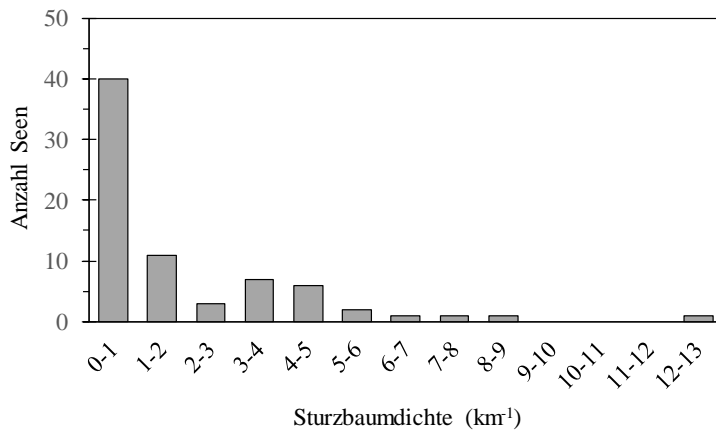


Abbildung 26:

Häufigkeitsverteilung von Sturzstämmen in 73 Seen Brandenburgs. Anzahl Sturzstämmen je Uferkilometer.

5.4.2 Abhängigkeit der Sturzbaumdichte ZFT vom Seetyp

Im untersuchten Datensatz waren die LAWA-Seetypen 10 (n = 15), 11 (n = 13), 12 (n = 4), 13 (n = 5) und 14 (n = 1) vertreten. Die Kleinseen, denen bisher kein LAWA-Seetyp zugewiesen worden war, wurden als Typ 99 (n = 35) kodiert.

Eine Mittelwertanalyse (ANOM) der Johnson-transformierten Sturzbaumdichten ergab, dass lediglich die „Kleinseen“ (Seetyp 99) geringfügig außerhalb des Vertrauensbereichs für den Mittelwert des gesamten Datenkollektivs lag (Abbildung 27). Mit einer ANOM mit transformierten Rängen verschwand auch dieser Effekt. Auch ein nicht-parametrischer Vergleich aller Paare mit der Steel-Dwass-Methode ergab keine signifikanten Mittelwert-Unterschiede.

Demnach ist anzunehmen, dass der Seetyp keinen signifikanten Effekt auf die Sturzbaumdichte ausübt. Für die folgenden Analysen wurden daher die Daten aller Seetypen vereinigt.

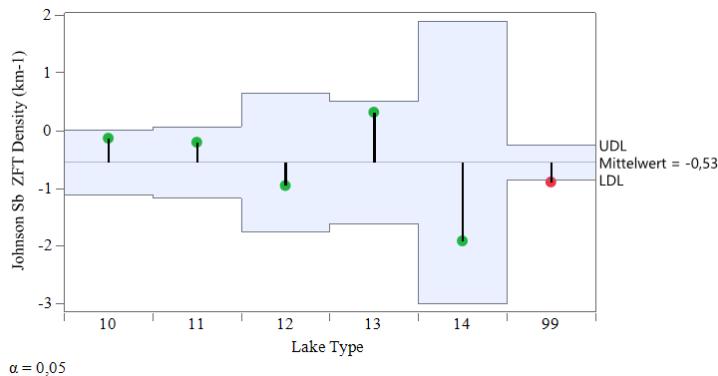


Abbildung 27:

Ergebnisse der Mittelwertanalyse (ANOM, *analysis of means*). Lediglich der Mittelwert der „Kleinseen“ (Typ 99) liegt außerhalb des Vertrauensbereichs (UDL, LDL für $p = 0,05$) für den globalen Mittelwert der Stichprobe (n = 73 Seen).

5.4.3 Einflussfaktoren der Sturzbaumdichte (ZTF*)

Die Sturzbaumdichte ZTF* war mit den meisten Prädiktoren signifikant korreliert (Tabelle 16). Keine nicht-parametrischen Korrelationen ergaben sich mit der mittleren Tiefe und dem trophischen Index sowie mit dem HMS-Index im Epilitoral der Seen.

Mit dem Datenkollektiv wurden zwei PLS-Regressionsmodelle entwickelt:

1. **Modell A**, das alle 73 Seen des Kerndatensatzes enthielt, wobei die Prädiktoren TI^* , $Tmax^*$ und $Tmean^*$ wegen fehlender Daten nicht berücksichtigt werden konnten,
2. **Modell B**, das alle 11 Prädiktoren enthielt, wobei 25 Seen wegen fehlender Daten in TI^* , $Tmax^*$ und $Tmean^*$ nicht berücksichtigt wurden; bei den verbliebenen 48 Seen handelte es nicht um eine Zufallsauswahl, sondern überwiegend um größere Seen ($A_0 \geq 0,5 \text{ km}^2$).

Tabelle 16 Nicht-parametrische Korrelation zwischen der Sturzbaumdichte (ZFT^*) und den Prädiktor-Variablen. Angegeben sind Kendalls τ sowie die Irrtumswahrscheinlichkeit $p > |\tau|$.

| Variable | Kendalls τ | $p > \tau $ |
|--------------|-----------------|--------------|
| T_{max}^* | 0,2305 | 0,011 |
| T_{mean}^* | 0,1731 | 0,065 |
| SLL^* | 0,2428 | 0,003 |
| AL^* | 0,1924 | 0,019 |
| SLD^* | 0,2554 | 0,002 |
| TI^* | -0,0943 | 0,349 |
| FOR^* | 0,1846 | 0,024 |
| NAV | 0,0257 | 0,796 |
| $ISUB^*$ | 0,2344 | 0,004 |
| IEU^* | 0,1728 | 0,035 |
| $IEPI^*$ | 0,1248 | 0,128 |

5.4.3.1 Modell A (alle Seen, 8 Prädiktoren)

Im erste Programmlauf (ohne Validierung, Anzahl der vorgewählten Faktoren = 3) überschritten alle acht Prädiktoren das kritische VIP-Niveau ($VIP = 0.8$). Daraufhin wurden die Residuen mit einem T^2 -Test auf Ausreißer untersucht. Hier wurden der Kleine Gramzowsee (0 Sturzbäume) als multivariater Ausreißer identifiziert und vom zweiten Programmlauf ausgeschlossen. Im zweiten Programmlauf wurden ein weiterer Ausreißer identifiziert (Gr. Gramzowsee, 0 Sturzbäume) und ausgeschlossen. Im dritten und vierten Lauf wurde die Kramsbeek (0 Sturzbäume) und der Baalensee ($0,56$ Sturzbäume km^{-1}) ausgeschlossen.

Der vierte Programmlauf mit $n = 69$ Seen und acht Prädiktoren mit $VIP > 0,8$ wurde validiert (Leave one out Methode). Dieses Modell mit drei Faktoren (Projektionsachsen; Minimum von \sqrt{PRESS}) erklärte 32,0 % der ZFT^* -Variation und berücksichtigte dabei 85,4 % der X-Variation (Tabelle 17).

Der Prädiktor, der am meisten zum Modell beitrug, war der Waldflächenanteil (FOR^* : $VIP = 1,22$), am wenigsten trug der HMS-Index der anthropogenen Veränderungen im Sublitoral bei ($ISUB^*$: $VIP = 0,84$). Die anderen Prädiktoren lagen dazwischen.

Die Modellkoeffizienten der zentrierten und skalierten Daten (\hat{b}) geben die relative Effektstärke der einzelnen Prädiktoren wieder. Danach hatte der Gehölzflächenanteil (FOR^*) mit $|\hat{b}| = 0,418$ den größten Effekt, während die Seefläche (AL^*) und die Länge der Uferlinie (SLL^*) mit $|\hat{b}| < 0,1$ ohne größere Bedeutung war. Die Effekte der anderen Prädiktoren lagen dazwischen.

Sieben der acht Modellkoeffizienten (\hat{b}) waren positiv, d. h. mit einer Zunahme des betreffenden Prädiktor-Werts ist mit einer Zunahme der Sturzbaumdichte zu rechnen. Dies betrifft die natürlichen Faktoren (AL^* , SLL^* , SLD^*) ebenso wie die Ressource (FOR^*) und die HMS-Indizes ($ISUB^*$, IEU^* , $IEPI^*$). Eine Ausnahme machte NAV , d. h. die Schiffbarkeit von Seen ließ eine verringerte Sturzbaumdichte erwarten.

Die Prädiktoren wurden auf drei latente Achsen („Faktoren“) projiziert. Die natürlichen Einflüsse wiesen hohe positive Ladungen (*loading*) mit der ersten Achse und zugleich hohe negative Ladungen mit der dritten Projektionsachse auf. Die Ressource war negativ mit der ersten und der dritten und positiv mit der zweiten Achse korreliert. Die Schiffbarkeit der Seen war am stärksten mit der zweiten Achse korreliert, die uferstrukturellen Merkmale mit der dritten Achse. Die erste Achse bildet demnach in eher unspezifischer Weise die Zusammen-

hänge zwischen den Prädiktor-Variablen ab, zweite Achse bildet v. a. die „Natürlichkeit“ der Seen mit negativen Ladungen für *NAV*, *ISUB**, *IEU** und *IEPI** sowie einer hohen positiven Ladung von *FOR**. Die dritte Achse bildet die „Gewässerkleinheit“ ab.

Tabelle 17: Modell A: Ergebnisse der PLS-Regression des optimierten Modells aus acht Variablen (vgl. Tabelle 4). n - Stichprobenumfang, R^2 , R^2_{adj} und $p > |t|$ - (bereinigtes) Bestimmtheitsmaß für die Korrelation von Y_{ist} auf $Y_{predicted}$. VIP - Bedeutung der Variablen für die Projektion, \hat{b} - Regressionskoeffizient des standardisierten X im optimierten PLS-Regressionsmodell, b - Regressionskoeffizient des ursprünglichen X im optimierten PLS-Regressionsmodell. a - Achsenabschnitt in der Gleichung $Y = \sum (b_i \times X_i) + a$. Normalisierte transformierte Variablen sind mit einem Sternchen gekennzeichnet. Es werden nur diejenigen Prädiktorvariablen gezeigt, die einen $VIP > 0,8$ erreichten. Weitere Erläuterungen vgl. Kapitel 4.6.2.

| Modell A | | ZFT* | | | | | |
|----------------------------------|--|-----------------|-----------------|-----------------|--|--|--|
| n | | 69 | | | | | |
| no. of latent factors | | 3 | | | | | |
| no. of predictors | | 8 | | | | | |
| | | latent factor 1 | latent factor 2 | latent factor 3 | | | |
| explained cumulative X variation | | 46,9 % | 21,7 % | 16,8 % | | | |
| explained cumulative Y variation | | 15,1 % | 10,7 % | 6,2 % | | | |
| R^2 | | 0,320 | | | | | |
| R^2_{adj} | | 0,310 | | | | | |
| $p > t $ | | <0,0001 | | | | | |
| eliminated outliers | | 4 | | | | | |

| | | VIP | loading f1 | loading f2 | loading f3 | \hat{b} | b |
|-----------------------|-------|-------|------------|------------|------------|-----------|---------|
| natürliche Faktoren | AL* | 0,941 | 0,449 | 0,061 | -0,345 | 0,0135 | 0,0140 |
| | SLL* | 1,009 | 0,458 | 0,147 | -0,342 | 0,0725 | 0,0742 |
| | SLD* | 1,095 | 0,397 | 0,290 | -0,282 | 0,2725 | 0,2885 |
| Ressource | FOR* | 1,215 | -0,224 | 0,579 | -0,146 | 0,4179 | 0,3891 |
| | NAV | 1,016 | 0,288 | -0,506 | -0,097 | -0,2972 | -0,5777 |
| anthropogene Faktoren | ISUB* | 0,838 | 0,377 | -0,207 | 0,343 | 0,2193 | 0,2995 |
| | IEU* | 0,897 | 0,315 | -0,299 | 0,540 | 0,2716 | 0,2867 |
| | IEPI* | 0,940 | 0,241 | -0,407 | 0,495 | 0,2658 | 0,2869 |
| intercept a | | | | | | 0,0000 | -0,2826 |

5.4.3.2 Modell B (48 Seen mit 11 Prädiktoren)

Beim ersten Programmlauf wiesen zehn der elf Prädiktoren einen $VIP > 0,8$ auf, lediglich der Wert für *IEPI** lag darunter ($VIP = 0,59$) und wurde für den zweiten Lauf entfernt. Der zweite Programmlauf wurde validiert (*Leave one out*-Methode); dabei war eine maximale Anzahl von 3 Faktoren (Projektionsachsen) vorgegeben. Auffällige multivariate Ausreißer wurden nicht festgestellt (T^2 -Diagramm mit oberer Eingriffsgrenze). Das Modell bestätigte zunächst die drei latenten Achsen (Minimum von \sqrt{PRESS}). Es erklärte 62,7 % der ZFT^* -Variation und berücksichtigte dabei 70,7 % der X-Variation (Tabelle 18).

Die für die Modellbildung wichtigste Prädiktoren waren der HMS-Index im Sublitoral (*ISUB**) und die mittlere Seetiefe (*Tmean**) mit jeweils $VIP > 1,1$, die am wenigsten wichtigen waren *IEU** und *NAV* mit jeweils $VIP < 0,83$. Die anderen Prädiktoren lagen dazwischen.

Die stärksten Effekte übten der HMS-Index für das Sublitoral (*ISUB**: $|\hat{b}| = 0,626$) sowie der Waldflächenanteil *FOR** aus ($|\hat{b}| = 0,409$). Wesentlich schwächer waren die Effekte beispielsweise der Trophie (*TI**: ($|\hat{b}| = 0,251$) oder der Schifffahrt (*NAV**: ($|\hat{b}| = 0,261$).

Sieben der zehn Modellkoeffizienten (\hat{b}) hatten ein positives Vorzeichen, d. h. bei einer Zunahme der Werte dieser Prädiktoren ist mit einer Zunahme der Sturzbaumdichte zu rechnen. Tendenziell negative Auswirkungen hatten *AL** und *SLL**, die beide allerdings vergleichsweise geringe Effektgrößen hatten. Einen negativen Effekt hatte auch die Nutzung als Wasserstraße (*NAV**) auf die Sturzbaumdichte, d. h. die als Wasserstraßen ausgewiesenen Seen wiesen eine geringere Sturzbaumdichte auf.

Die Prädiktoren wurden auf drei latente Achsen projiziert (Minimum von $\sqrt{\text{PRESS}}$). Die natürlichen Faktoren wiesen hohe positive Ladungen mit der ersten Achse auf. Die Ressource war negativ mit der dritten und positiv mit der zweiten Achse korreliert. Die Schifffahrt der Seen war am stärksten mit der zweiten Achse korreliert, die uferstrukturellen Merkmale mit der dritten Achse.

Tabelle 18: Ergebnisse der PLS-Regression des optimierten Modells (Modell B) aus elf Variablen (vgl. Tabelle 4). n - Stichprobenumfang, R^2 , R^2_{adj} und $p>|t|$ - (bereinigtes) Bestimmtheitsmaß für die Korrelation von Y_{ist} auf $Y_{\text{predicted}}$. *VIP* - Bedeutung der Variablen für die Projektion, \hat{b} - Regressionskoeffizient des standardisierten X im optimierten PLS-Regressionsmodell, *b* - Regressionskoeffizient des ursprünglichen X im optimierten PLS-Regressionsmodell. *a* - Achsenabschnitt in der Gleichung $Y = \sum (b_i \times X_i) + a$. Normalisierte transformierte Variablen sind mit einem Sternchen gekennzeichnet. Es werden nur diejenigen Prädiktorvariablen gezeigt, die einen *VIP* > 0,8 erreichten. Weitere Erläuterungen vgl. Kapitel 4.6.2.

| Modell b | | ZFT* | | | | | |
|----------------------------------|--|-----------------|-----------------|-----------------|--|--|--|
| <i>n</i> | | 48 | | | | | |
| no. of latent factors | | 3 | | | | | |
| no. of predictors | | 10 | | | | | |
| | | latent factor 1 | latent factor 2 | latent factor 3 | | | |
| explained cumulative X variation | | 41,1 % | 12,2 % | 17,4 % | | | |
| explained cumulative Y variation | | 35,4 % | 18,5 % | 8,8 % | | | |
| R^2 | | 0,627 | | | | | |
| R^2_{adj} | | 0,619 | | | | | |
| $p> t $ | | <0,0001 | | | | | |
| eliminated outliers | | 0 | | | | | |

| | | VIP | loading f1 | loading f2 | loading f3 | \hat{b} | <i>b</i> |
|------------------------|---------------|-------|------------|------------|------------|-----------|----------|
| | <i>AL*</i> | 1,076 | 0,405 | -0,393 | 0,004 | -0,231 | -0,3161 |
| | <i>SLL*</i> | 0,994 | 0,385 | -0,393 | 0,057 | -0,151 | -0,1878 |
| natürliche Faktoren | <i>SLD*</i> | 0,878 | 0,278 | -0,189 | 0,148 | 0,345 | 0,4016 |
| | <i>Tmax*</i> | 1,036 | 0,417 | 0,140 | -0,274 | 0,082 | 0,0788 |
| | <i>Tmean*</i> | 1,112 | 0,426 | 0,156 | -0,236 | 0,259 | 0,3075 |
| Ressource | <i>FOR*</i> | 0,864 | 0,029 | 0,428 | -0,375 | 0,409 | 0,3779 |
| | <i>TI*</i> | 1,031 | -0,250 | -0,372 | 0,498 | 0,251 | 0,2356 |
| anthropogenen Faktoren | <i>NAV</i> | 0,829 | 0,126 | -0,536 | 0,360 | -0,261 | -0,4924 |
| | <i>ISUB*</i> | 1,268 | 0,318 | 0,047 | 0,423 | 0,626 | 0,8831 |
| | <i>IEU*</i> | 0,819 | 0,273 | 0,007 | 0,383 | 0,329 | 0,3541 |
| intercept <i>a</i> | | | | | | 0,000 | 0,2818 |

Im Vergleich der beiden Modelle wurde konsistente Muster sichtbar: Die modellrelevanten Prädiktoren überlappten sich und wiesen dabei das gleiche Vorzeichen auf (*SLD**, *FOR**, *NAV*, *ISUB**, *IEU**). Lediglich *AL**

und *SLL** waren weniger vertrauenswürdig, da sie unterschiedliche Vorzeichen aufwiesen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es sich beim Modell B um eine systematisch verzerrte Stichprobe von Modell A handelt. Von besonderer Bedeutung sind der Trophie-Index und die mittlere Tiefe mit relativ hohen *VIP*-Werten und mittlerer Effektstärken. Eine zunehmende trophische Belastung und eine höhere mittlere Tiefe lassen höhere Sturzbaumdichten erwarten.

6 Diskussion

6.1 Motivation & Rahmen

Totholz und Wurzelholz (CWD) kommen an Fließgewässern und an Seeufern wichtige ökologische Funktionen zu, v. a. als Strukturelement für Fische, Amphibien, Reptilien und Vögel) und als Besiedlungsoberfläche für Mikroorganismen und Wirbellose (vgl. Kapitel 1).

Unsere Beobachtungen an schwach durchflossenen Tieflandseen in Brandenburg legen den Schluss nahe, dass CWD dort nur zum geringen Teil durch Zuflüsse in die Seen hineingetragen wird, sondern durch Astwurf, Sturzbäume und erodiertes Wurzelwerk an Ort und Stelle entsteht und bis zum weitgehenden Abbau auch dort verbleibt. Hinzu kommt im Spätherbst das Blattwerk der ufernahen Laubbäume als wichtige Kohlenstoffquelle.

Über die Entstehungsbedingungen von Totholz und die Dynamik seiner Fragmentierung und Korrosion in norddeutschen Seen ist wenig bekannt. Vor diesem Hintergrund haben wir die Häufigkeit und die Eigenschaften von Sturzbäumen (s. Definition in Kapitel 2.1) an den Ufern von 73 Seen in Brandenburg analysiert. Untersuchungseinheiten waren (i) die durch Geländebegehungen und durch Luftbilddauswertungen identifizierten Sturzbäume ($n = 978$), (ii) die Ufersegmente ($n = 3.748$) sowie (iii) die Seen ($n = 73$).

6.2 Sturzbaum-Merkmale

6.2.1 Landnutzung

Die Holzartenzusammensetzung im Uferbereich ist auch das Ergebnis menschlicher Eingriffe durch Seespiegel-Absenkungen zwischen dem 17. und 20. Jahrhundert (Driescher 2003), durch Holzentnahme für die Köhlererei und Glasherstellung sowie durch Beweidung bis in die 1950er Jahre. Nach dem Übergang zur mechanisierten Kollektiv-Landwirtschaft Ende der 1950er Jahre sank vermutlich der Nutzungsdruck auf den Uferstreifen, so dass die Bäume zu beachtlichen Hochstämmen heranwachsen konnten. Dies wird besonders am Stechlinsee sichtbar, der mitsamt den umgebenden Laubwäldern bereits 1938 unter Naturschutz gestellt wurde (Oldorff 2022, p. 298 - 304). In den 1970er Jahren wurden die Seerandbereiche von Stechlin, Nehmitzsee und Wittweseerand zu Totalreservaten erklärt, so dass seither keine Waldbewirtschaftung mehr stattfand.

6.2.2 Holzarten

Insgesamt konnten 978 Sturzbäume erfasst und verifiziert werden. Bei 45,5 % der identifizierten Sturzbäume ließ sich die Baumart bestimmen. Am häufigsten war die Rotbuche vertreten, gefolgt von Waldkiefer, Schwarzerle, Hängebirke und Weiden-Arten. Damit sind die Baumarten vertreten, die typischerweise an steileren Seeufern mit frischen oder trockenen Böden (Rotbuche, Waldkiefer) oder an schwach geneigten Ufern

mit wassergesättigten Böden (Schwarzerle, Weiden-Arten) vorkommen (Tabelle 19). Die Holzartenzusammensetzung ist das Resultat der Seespiegelabsenkungen, der Landnutzung sowie der Alterung des Baumbestandes

Der Exkurs I (Kapitel 2) macht deutlich, dass eine Vielzahl von Bedingungen zusammenkommen müssen, damit ein über viele Jahrzehnte hinweg standsicherer Baum stürzt. Ein Faktor ist die wahrscheinlich die Baumart. Hier lässt die Tabelle 19 erkennen, dass sich bei der Rotbuche als Waldbaum am Seeufer einige ungünstige Merkmale kumulieren, die sie empfindlich für Bruch- oder Kippversagen machen. Dem gegenüber weist die Schwarzerle eher günstige Merkmale auf, die sie vermutlich unempfindlicher macht.

Tabelle 19: Merkmale der häufigsten Baumarten, die in der Sturzbaumpopulation vertreten sind (nach Macher 2009, Tab. 2 u. 3, Wessolly & Erb 2014, Sinn (2023)).

| | Rotbuche | Waldkiefer | Schwarzerle | Hängebirke |
|---|---|---------------------|--|------------------------------------|
| Sukzessionstyp | Klimaxbaumart | Pionierbaumart | Dauerbaumart | Pionierbaumart |
| Wurzelsystem | Flachwurzel | Pfahl-/Tiefwurzel | Herzwurzel | Flachwurzel |
| Ektomykorrhiza | obligatorisch | obligatorisch | fakultativ | fakultativ |
| Dauerhaftigkeit des Kernholzes gegenüber Pilzen (n. DIN EN 350-2) | nicht dauerhaft | mäßig dauerhaft | nicht dauerhaft | nicht dauerhaft |
| Anteil der Wurzelbiomasse an der Gesamt-Baummasse | sehr gering 5 – 15 % | Gering 10 – 15 % | k. A. | k. A. |
| Baumalter | Optimalphase: 100 bis 150 Jahre Altersgrenze. 200 J. | 300 – 500 Jahre | 120 – 150 Jahre | 100 – 120 Jahre |
| Baumhöhe (Maximalbereich) | ca. 37 m | ca. 34 m | ca. 27 m | ca. 24 m |
| Windangriffsfläche | sehr hoch (460 m ²) | k. A. | sehr niedrig (120 m ²) | sehr niedrig (130 m ²) |
| Hochwassertoleranz | sehr niedrig | niedrig | hoch (verträgt ganzjährig hohen Grundwasserstand; empfindlicher gegenüber Überstauung) | hoch |

6.2.3 Erhaltungszustand

Wann und ggf. durch welches Ereignis die Bäume an den Ufern der 73 Seen geworfen worden sind, ließ sich nicht mit einfachen Mitteln rekonstruieren. Grundsätzlich darf man davon ausgehen, dass der Sturz umso länger zurückliegt. Je stärker Krone und Stamm zersetzt ist. Wir haben fünf Zersetzungsgrade unterschieden (Kapitel 5.1), von denen aber nur die ersten beiden einem Zeithorizont zugeordnet werden können.

Weitgehend zersetzte Bäume (*TPR4* u. *TPR5*) waren häufiger anzutreffen als nicht oder nur wenig zersetzte Bäume. In diesen Gruppen reicherten sich Rotbuche und Hängebirke an, während alle anderen Baumarten in etwa gleichmäßig über alle Erhaltungsgrade verteilt waren (Kapitel 5.2.2, Tabelle 7). Beide Arten liefern nach den Dauerhaftigkeitsklassen der DIN EN 350-2: Tab. 2 u. 3 ein „nicht dauerhaftes“ Holz, während die Waldkiefer immerhin „mäßig dauerhaftes“ Holz gegenüber Angriffen holzerstörender Insekten und Pilze ausbildet.

Anthropogenen Eingriffe im Sublitoral (*ISUB*) führen dazu, dass der Anteil stark zersetzter Bäume deutlich verringert ist (Abbildung 20). Möglicherweise werden frisch gefallene Bäume von den Nutzern der Grundstücke und des Vorlandes nach relativ kurzer Zeit beseitigt, so dass sie nicht natürlich zerfallen und den Zustand stark zersetzter Stämme erreichen können.

6.2.4 Sturzbaumlänge

Unsere Ergebnisse zeigen, dass nahezu ausschließlich hochstämmige Bäume stürzen ($15,0 \pm 5,2$ m, $M \pm STD$). Die Länge der Sturzbäume hing nur von der Baumart ab, während der Erhaltungsgrad ohne signifikanten Einfluss war (Kap. 2.3.2). Entsprechend der üblichen Wuchsgröße der Bäume an mittleren Standorten (Tabelle 19) waren gestürzte Hängebirken und Schwarzerlen signifikant kleiner als Waldkiefer und Rotbuche.

Umweltfaktoren, die Ressourcenverfügbarkeit und uferstrukturelle Eingriffe hatten einen signifikanten Einfluss auf die Sturzbaumlänge (Tabelle 8):

- Eine nach Nord ausgerichtete Uferexposition ließ längere Stämme von Waldkiefer und Hängebirke erwarten. Möglicherweise stehen die beiden Pionier- und Lichtholzarten hier zu schattig und entwickeln als Kompensation eine zur Seeseite hin asymmetrische Krone (Abbildung 17 a).
- Eine hohe Uferneigung begünstigt das Entstehen besonders langer Stämme sowohl bei der Rotbuche als auch bei der Hängebirke, vermutlich, weil die fehlende Bewirtschaftung in diesen ungünstigen Lagen die Persistenz alter und hoher Bäume förderte.
- Der Einfluss des Gehölzflächenanteils in den Puffersegmenten kommt bei der Waldkiefer und der Schwarzerle zum Ausdruck. Ein höherer Anteil von ausgedehnten, mutmaßlich nur extensiv oder überhaupt nicht bewirtschafteten Waldflächen begünstigt offenbar das Heranwachsen stattlicher Bäume am Ufer, die schließlich in den See stürzen.
- Uferstrukturelle Eingriffe im Sublitoral führen zu einer verringerten Stammlänge bei Sturzbäumen der Rotbuche. In einem für Wassersport und Bootssport stark genutzten Sublitoral stellen große Sturzbäume ein Hindernis oder sogar ein Gefahrenpunkt dar, so dass sie von Anliegern bzw. Wasserwirtschafts- und Schifffahrtsbehörden zügig beseitigt wurden (vgl. Kapitel 3, Abbildung 28 a), während vielleicht kleine Bäume dieser Mühe nicht wert waren.



Abbildung 28: (a) links: gekappte Stämme von Schwarzerle (?) in der Nähe eines Bootslegeplatzes, halb verdeckt im Schilfröhricht zu erkennen, am Ruppiner See. Foto 80001588359_0_727, 04.06.2011, W. Ostendorp. (b) rechts: dieser Rotbuche am Ufer des Tornowsees steht bis zum Wasserspiegel nur ein Wurzelraum von etwa 0,5 m Tiefe zur Verfügung; zur Verbesserung der Statik hat sie einen ausgeprägten Wurzelanlauf entwickelt. Foto 80001588319239_0_101, 05.09.2010, W. Ostendorp.

6.2.5 Entfernung von der Uferlinie

Bei den Sturzbäumen handelt es sich fast ausschließlich um Exemplare, die in der ersten Reihe am Ufer gestanden haben, d. h. bis 5 m Entfernung von der Uferlinie für 86,6 % aller Sturzbäume (Tabelle 9). Die Staunässe empfindliche Rotbuche steht dabei im Mittel etwas weiter landeinwärts und damit etwas trockener als die nassetoleranten Schwarzerlen, Hängebirken und Weiden-Arten.

Die mittlere Uferentfernung von Rotbuche und Waldkiefer wird hauptsächlich durch uferstrukturelle Eingriffe beeinflusst; hier führen stärkere oder großflächige Eingriffe auf intensiv genutzten Uferparzellen zu einer Erhöhung der Distanz; Hintergrund könnte sein, dass aus funktionalen (Bau von Uferbefestigungen) oder landschaftsgestalterischen Gründen (freie Seesicht) die erste Baumreihe bereits vor längerer Zeit entnommen war oder aber, dass die Uferlinie durch Aufschüttungen etwas weiter seewärts verlegt worden war. Bei der Rotbuche wird ein negativer Effekt der Inanspruchnahme des Sublitorals sichtbar. Bei den nassetoleranten Schwarzerlen und Hänge-Birken spielt der Gehölzflächenanteil eine Rolle.

Die Länge des Stamms (Schaft + Krone), die in der Seefläche, d. h. seeseits der Uferlinie, zu liegen kommt, hängt von der Stammlänge des Baums und der Entfernung des Wurzeltellers von der Uferlinie ab. Hier unterscheiden sich die Baumarten signifikant, wobei gestürzte Rotbuchen und Waldkiefern weiter im See zu liegen kommen als etwa Schwarzerlen und Hängebirken (Tabelle 10). Mithin ist von Rotbuchen und Waldkiefern ein größerer ökologischer Effekt, etwa als Strukturelement für Fische zu erwarten als von Schwarzerle und Hängebirken.

Je nach Baumart können sich unterschiedlich Standortfaktoren auswirken. So ist die Stammlänge im See bei der Waldkiefer an nordexponierten Ufern größer als an südexponierten Ufern, wobei letztere vermutlich standörtlich günstiger sind. Bei der Schwarzerle sind es dagegen die westexponierten Ufer, die besonders lange Schaft- und Kronenteile im See hervorbringen. In beiden Fällen begünstigen hohe Gehölzflächenanteile ihr Auftreten, vermutlich aufgrund der Tatsache, dass bereits die Stammlänge als solche positiv vom Gehölzflächenanteil beeinflusst wird.

6.2.6 Fallrichtung

Die allermeisten Sturzbäume (83,5 %) fallen nahezu senkrecht zum Uferlinienverlauf in den See, d. h. in einem Differenzwinkel von $\pm 30^\circ$ unabhängig von der Exposition des Uferabschnitts (Tabelle 11). Der Fallwinkel wurde von keinem Prädiktor nennenswert beeinflusst. Lediglich bei der Rotbuche wurde eine sehr geringe Tendenz zu einer positiven Winkeldifferenz bei strukturell stärker beeinträchtigten Uferabschnitten sichtbar.

6.2.7 Effekte der Prädiktoren

In der Tabelle 20 sind die Effekte auf die Merkmale der Sturzbäume zusammenfassend dargestellt. Die Prädiktoren können in drei Gruppen eingeteilt werden: (1) Standortfaktoren (*ENS*, *EEW*, *SLP*), (2) Ressourcen-Angebot (*FOR*) und (3) anthropogene uferstrukturelle Veränderungen (*ISUB*, *IEU*, *IEPI*, *ISEG*).

Die Ressource, also das Angebot an (stehenden) Bäumen im Puffersegment (*FOR*), hat insgesamt den größten Einfluss auf die Response-Größen (Tabelle 20). Der Effekt war in allen Fällen positiv und vergleichsweise stark ausgeprägt. Hinter dem Gehölzflächenanteil steht die Zahl an Bäumen, die als Kandidaten für die Sturzbauumbildung in Frage kommen. Gleichzeitig kann ein hoher Gehölzflächenanteil mit naturnahen Waldflächen parallelisiert werden, die – in einem Puffer von 25 m Breite ab der Uferlinie – forstwirtschaftlich uninteressant und für private Siedlungs- und Freizeitnutzungen unzugänglich, zu abgelegen oder aus anderen Gründen unattraktiv waren. So ist *FOR* hochsignifikant mit den HMS-Indizes der anthropogenen strukturellen Veränderung korreliert ($R^2 = 0.718$, $p < 0,0001$, $n = 3748$ Segmente). Durch diese Umstände konnten seit vielen Jahrzehnten ungestört hochstämmige Bäume heranwachsen, von denen schließlich einige in den See stürzten.

Innerhalb der Gruppe der Standortfaktoren war der Einfluss der Uferexposition insgesamt gering, wobei am ehesten noch die „Nordsüdlichkeit“ eine Rolle spielte. Wir vermuten, dass nordexponierte Ufer, insbesondere, wenn sie tief in das umgebende Gelände eingeschnitten sind, eine gewisse Standortgunst mit sich bringen, was die Lichtversorgung angeht. Möglicherweise neigen gerade hier die Bäume zur Ausbildung asymmetrischer Kronen mit Schwerpunkt zur Seeseite hin, so dass schließlich – in Verbindung mit den leichten sandig-kiesigen Böden – die Standsicherheit überfordert ist. Eine zunehmende Hangneigung im Bereich zwischen Uferlinie und der landseitigen 25 m-Pufferlinie wirkte sich allgemein verstärkend auf mehrere Response-Variablen aus. Besonders die Waldkiefer schien auf solchen Standorten sturzgefährdet zu sein.

Tabelle 20: Zusammenstellung der Einflüsse von acht Prädiktoren auf sechs Response-Variable, differenziert nach Baumarten. MLR – multiple logistische Regression, Vorzeichen des Effekts (Regressionskoeffizienten): +,- p<0,05, ++,- p<0,01, +++,- p<0,001, ++++,- p<0,0001. PLS - Regression der partiellen kleinsten Quadrate, Vorzeichen des standardisierten Regressionskoeffizienten: +, - $|\hat{b}| > 0,1 - 0,2$; ++, -- : $|\hat{b}| > 0,2 - 0,4$; ++++, ---- : $|\hat{b}| > 0,4$. Einzelheiten s. unter der angegebenen Referenz. Erläuterungen zu den Variablen vgl. Tabelle 4.

| | | | | Prädiktoren | | | | | | | | | |
|----------|----------|----------|------------|--------------|-----|-----|-----|-----|------|-----|------|------|-----|
| | Variable | Baumart | Methode | Referenz | ENS | EEW | SLP | FOR | ISUB | IEU | IEPI | ISEG | |
| Response | TSP | Fa_sy | MLR | Tabelle 6 | | | | +++ | | | -- | | |
| | TSP | Pi_sy | MLR | Tabelle 6 | | | +++ | + | | | - | | |
| | TSP | Al_gl | MLR | Tabelle 6 | | | | | | | | | |
| | TSP | Be_pe | MLR | Tabelle 6 | | | | ++ | | | | | |
| | TPR | alle Sp. | MLR | Abbildung 20 | | | | | ---- | | | | |
| | TLT | Fa_sy | PLS | Tabelle 8 | | | + | | - | | | | |
| | TLT | Pi_sy | PLS | Tabelle 8 | + | | | ++ | | | | | |
| | TLT | Al_gl | PLS | Tabelle 8 | | | | ++ | | | | - | |
| | TLT | Be_pe | PLS | Tabelle 8 | ++ | | ++ | | | | | | |
| | TDI | Fa_sy | PLS | Tabelle 9 | | | | | ---- | ++ | | | |
| | TDI | Pi_sy | PLS | Tabelle 9 | | | | | | | ++ | ++ | |
| | TDI | Al_gl | PLS | Tabelle 9 | | | | +++ | | | | | |
| | TDI | Be_pe | PLS | Tabelle 9 | | | | ++ | | | | | |
| | TLW | Fa_sy | PLS | Tabelle 10 | | | + | | | | | (-) | (-) |
| | TLW | Pi_sy | PLS | Tabelle 10 | ++ | | | ++ | | | | | |
| | TLW | Al_gl | PLS | Tabelle 10 | | -- | | + | | | | (+) | - |
| | TLW | Be_pe | PLS | Tabelle 10 | | | | | | | | | |
| | TDA | Fa_sy | PLS | Tabelle 11 | | | | | | | (+) | (+) | (+) |
| TDA | Pi_sy | PLS | Tabelle 11 | | | | | | | | | | |
| TDA | Al_gl | PLS | Tabelle 11 | | | | | | | | | | |
| TDA | Be_pe | PLS | Tabelle 11 | | | | | | | | | | |

Die anthropogenen uferstrukturellen Veränderungen wirken sich allgemein negativ aus, d. h. die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von hochstämmigen Rotbuchen und Waldkiefern in der Sturzbaumpopulation nahm ab. Hier ist zu vermuten, dass auf bebauten oder für Freizeitwecke genutzten Parzellen entsprechende Bäume aus Sicherheits- oder gestalterischen Gründen (freie Seesicht) bereits vor langer Zeit entnommen worden waren. Dagegen ist die Uferentfernung der verbliebenen Rotbuchen und Waldkiefern positiv mit den uferstrukturellen Veränderungen korreliert. Hier kommen vermutlich Ufererschüttungen zur Grundstücksvergrößerung oder Ufersicherungsmaßnahmen in Betracht, so dass sich die Bäume einige Meter weiter landeinwärts wiederfanden, bevor sie schließlich in den See stürzten.

Insgesamt muss man jedoch feststellen, dass die die Prädiktoren nur einen kleinen Teil der Variabilität der Response-Variablen erklärten, obschon die zu Grunde liegenden PLS- und MLR-Modelle hochsignifikant waren.

6.3 Sturzbaumdichte in Ufersegmenten

Von den 3.748 Segmenten des Kerndatensatzes (vgl. Kapitel 5.3.1) wiesen 3.149 (84,0 %) keine Sturzbäume auf, weitere 366 (9,8 %) enthielten nur einen Sturzbaum (Abbildung 21). Segmente mit vier und mehr Sturzbäumen traten nur sehr selten auf (39 Segmente, 1,0 %).

Auf der Basis der 3.748 validierten Segmente hing die klassierte Sturzbaumdichte nach Ausweis des optimierten logistischen Modells von Merkmalen des Ufersegments ab. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 21 dargestellt.

Tabelle 21: Zusammenstellung der Einflüsse von acht Prädiktoren auf die Ereigniswahrscheinlichkeit, dass in einem Ufersegment keine (ZFT_0), ein (ZFT_1), zwei (ZFT_2) oder drei und mehr (ZFT_3) Sturzbäume auftreten. MLR – multiple logistische Regression, Vorzeichen des Effekts (Regressionskoeffizienten): +, - p<0,05, ++, -- p<0,01, +++, --- p<0,001, +++, --- p<0,0001. Einzelheiten s. unter der angegebenen Referenz

| | | | | | Prädiktoren | | | | | | | |
|----------|-----|-------|---------|--------------|-------------|-----|------|------|------|------|------|------|
| | Var | Stufe | Methode | Referenz | ENS | EEW | SLP | FOR | ISUB | IEU | IEPI | ISEG |
| Response | ZFT | ZFT_0 | MLR | Abb. 10 – 14 | | | ---- | ---- | | ++++ | ++++ | |
| | | ZFT_1 | MLR | Abb. 10 – 14 | | | ++++ | ++++ | | ---- | ---- | |
| | | ZFT_2 | MLR | Abb. 10 – 14 | | | ++++ | ++++ | | ---- | ---- | |
| | | ZFT_3 | MLR | Abb. 10 – 14 | | | ++++ | ++++ | | ---- | ---- | |

Bei den natürlichen Standortfaktoren nahm mit wachsender Uferneigung die Wahrscheinlichkeit zu, dass in einem Ufersegment mindestens ein Sturzbaum auftrat. An sehr steilen Ufern mit $SLP > 0,6$ nahm außerdem die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von drei und mehr Sturzbäumen deutlich zu. Im Laufe eines langen Baumlebens dürfte die Wahrscheinlichkeit hier größer sein als auf ebenen Flächen, dass Bodenfließen, Hangrutschungen und Ufererosion durch Wellen wirksam werden, die einen Stabilitätsverlust einzelner Bäume mit sich bringen. Die Exposition des Uferabschnitts spielte keine Rolle, denn die Effekte der „Nordsüdlichkeit“ (ENS*) und der „Ostwestlichkeit“ (EEW*) waren nicht signifikant.

Hinsichtlich der Ressourcenverfügbarkeit nahmen mit zunehmendem Gehölzflächenanteil im Puffersegment die Ereigniswahrscheinlichkeiten für 1, 2 und 3 oder mehr Sturzbäume in einem Segment zu. Es ist plausibel anzunehmen, dass sich in einem Kollektiv von vielen Bäumen auch mehr Kandidaten finden, die aufgrund besonderer Umstände sturzgefährdet sind. Oberhalb eines Waldanteils von ca. 90 % ist die Wahrscheinlichkeit deutlich erhöht, dass sich 2, 3 oder mehr Sturzbäume bilden. Hier kommt möglicherweise hinzu, dass es sich um alte, forstwirtschaftlich kaum bewirtschaftete Wälder handelt, in denen hochstämmige Sturzbaumkandidaten heranwachsen konnten.

Die anthropogenen uferstrukturellen Belastungen im Eu- und Epilitoral führen tendenziell zu einer Verringerung der Sturzbaumdichte. Für Index-Werte von $IEPI > 2,1$ nahm die Wahrscheinlichkeit deutlich zu, dass sich überhaupt kein Sturzbaum im Ufersegment findet. Bei diesen Ufersegmenten handelte es sich häufig um weitgehend waldfreie Abschnitte, sei es, dass eine intensive Grünland- oder Ackerbewirtschaftung vorliegt, sei es, dass die Ufer als Erholungs- oder bebaute Grundstücke mit Begleitgrün genutzt werden und der Baumbestand entsprechend reduziert wurde (Abbildung 4 b).

Ungeachtet des hohen Signifikanzniveaus der Modelle muss man jedoch feststellen, dass die durch das Modell nicht erklärte Variabilität erheblich ist. Offenbar konnten die Ereigniswahrscheinlichkeiten mit unserem Set an Prädiktoren nicht befriedigend beschrieben werden. In die gleiche Richtung deutet auch die geringe Vorhersagequote in der Konfusionstabelle.

6.3.1 Sturzbaumdichte in Seen

Die mittlere Sturzbaumdichte war mit $1,84 \text{ km}^{-1}$ gering; 26 % aller Seen enthielten überhaupt keine Sturzbäume. Die Analyse der Sturzbaumdichte auf der Basis der Seen (Tabelle 22) ergab, dass der LAWA-Seetyp keinen signifikanten Effekt auf die Sturzbaumdichte ausübte; damit konnten die Daten aller Seetypen vereinigt werden.

Tabelle 22: Zusammenstellung der Einflüsse von 12 Prädiktoren auf die mittlere Sturzbaumdichte ZFT^* an $n = 73$ Seen. PLS - Regression der partiellen kleinsten Quadrate, Vorzeichen des standardisierten Regressionskoeffizienten: +, - $|\hat{b}| > 0,1 - 0,2$; ++, -- ; $|\hat{b}| > 0,2 - 0,4$; ++++, ---- : $|\hat{b}| > 0,4$. Einzelheiten s. Tabelle 17 und Tabelle 18.

| | | | Prädiktoren | | | | | | | | | | | |
|----------|------|---------------------|--------------|-----|-----|-------|-------|-----|-------|------|------|------|-----|------|
| | Var | Methode | TYPE | AL | SLL | Tmax | Tmean | SLD | TI | FOR | NAV | ISUB | IEU | IEPI |
| Response | ZFT* | PLS Modell A (n=73) | n. s. (ANOM) | (+) | (+) | n. b. | n. b. | ++ | n. b. | ++++ | ---- | ++ | ++ | ++ |
| | | PLS Modell B (n=48) | | -- | - | (+) | ++ | +++ | ++ | ++++ | -- | ++++ | ++ | |

Innerhalb der natürlichen Standortfaktoren hatten die Uferentwicklung (SLD^*) und die mittlere Tiefe ($Tmean^*$) den größten Effekt, d. h. mit wachsender Uferentwicklung und zunehmender mittleren Tiefe nahm die Sturzbaumdichte (ZFT^*) zu (Tabelle 17, Tabelle 18). Hinter dem Prädiktor $Tmean^*$ steht wahrscheinlich die durchschnittliche Steilheit des Ufers, wenn man davon ausgehen kann, dass tiefe Seen auch steile Ufer haben. Weiterhin begünstigt die Uferentwicklung, d.h. die räumliche Gliederung des Ufers in Buchten, Landzungen und gestreckte Abschnitte mit unterschiedlichen Expositionen das Auftreten von Sturzbäumen.

Verständlicherweise ist auch das Vorkommen des Ausgangsmaterials, also stehenden Bäumen am Ufer, von erheblicher Bedeutung: Mit zunehmendem Gehölzflächenanteil (FOR) in der Puffersegmentzone der Seeufer nahm die Sturzbaumdichte zu.

Indikatoren für die anthropogenen Belastungen sind der Trophie-Index (TI^*), der die Nährstoffbelastung widerspiegelt, die Ausweisung des Sees als Wasserstraße (NAV^*) und die HMS-Indizes für die uferstrukturellen Veränderungen im Sub-, Eu- und Epilitoral ($ISUB^*$, IEU^* , $IEPI^*$). Die Nährstoffbelastung von Seen führt dem PLS-Modell zufolge zu einer erhöhten Sturzbaumdichte. Die Hintergründe sind nicht ganz klar. TI^* ist negativ mit $Tmax^*$ und $Tmean^*$ sowie mit FOR^* korreliert (Kendalls tau, $p > |\tau| < 0,01$ in allen Fällen). Wahrscheinlich ist der Trophie-Effekt indirekter Art. Wenn ein See als Wasserstraße ausgewiesen ist und auch als solche genutzt wird, kann dem Modell zufolge mit einer Verringerung der Sturzbaumdichte gerechnet werden. Möglicherweise werden Sturzbäume aus Gründen der Verkehrssicherheit geräumt (vgl. Kapitel 3), während sie an kleineren, nicht schiffbaren Seen liegen bleiben. Weiterhin scheint es plausibel, dass erosionsgefährdete Ufer an schiffbaren Seen vorsorglich befestigt und stabilisiert werden, um erst gar keine Sturzbäume entstehen zu lassen. Die anthropogenen uferstrukturellen Veränderungen werden durch die seeumspannenden mittleren HMS-Indizes der Subzonen Sub-, Eu- und Epilitoral abgebildet. Im Hinblick auf die Sturzbaumdichte hatten $ISUB^*$ und IEU^* die stärksten positiven Effekte, während $IEPI^*$ nur in einem der beiden Modell auftrat.

6.4 Ausblick

Die von uns erarbeiteten Regressionsmodelle liefern einen ersten Einblick in die Faktorenkomplexe, die mit dem Transformationsereignis in Verbindung stehen. Die Modelle waren in vielen Fällen hochsignifikant und

zeigten, dass die von uns ausgewählten Prädiktoren tatsächlich eine interpretierbare Rolle spielten. Andererseits war die durch das jeweilige PLS-Modell erklärte Variabilität gering, meist unter 15 % der Gesamtvariabilität. Ebenso gering waren die prognostischen Fähigkeiten der MLR-Modelle.

Die räumliche Verteilung von Sturzbäumen entlang des Seeufers legt den Schluss nahe, dass mehrere Bedingungen zusammenkommen müssen, damit ein Baum stürzt. Vermutlich handelt es sich beim Sturz um ein sehr individuelles Ereignis, das durch die Konstitution des betreffenden Baumes und zufälligen, ereignisabhängigen Faktoren (z. B. Windangriff, Wassersättigung des Bodens) stärker bestimmt wird als durch die vergleichsweise schematisch erfassten Standortfaktoren. Die für uns verfügbaren Prädiktoren stehen vielleicht nur in einem indirekten korrelativen Zusammenhang mit den im konkreten Fall verantwortlichen Faktoren. Andererseits zeigen unsere Ergebnisse, dass es keine Kombination von Standortfaktoren gibt, die gewissermaßen prädestiniert wäre, hohe Sturzbaumdichten hervorzubringen.

Ein Faktorenkomplex, der hier nicht untersucht werden konnte, betrifft die zeitliche Verteilung der Transformationsereignisse, d. h. die Frage nach der durchschnittlichen Akkumulationsrate und der Destruktionsrate, die beide über Jahrzehnte hinweg zu dem aktuellen Bild in der Zeitscheibe unserer Untersuchungen geführt haben. Es darf jedoch als gesichert gelten, dass über mindestens ein Jahrzehnt hinweg Uferbäume gestürzt sind, und dass auch aktuell, im Jahr der Geländeuntersuchungen, Bäume in den See gekippt sind. Weiterhin darf man annehmen, dass das Transformationsereignis nicht an extreme Wind- oder Wasserstandsereignisse gebunden ist, sondern – für jeden Baum individuell – auch bei „üblichen“ Belastungen auftritt.

7 Danksagung

Wir bedanken uns herzlich bei

- Frau Angelika Tiedtke-Crede, öbv Sachverständige, Hannover
- Herrn Reinhold Janssen, Jurist, Hemmingen, ehem. Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt (Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung WSV)
- Herrn Jens Freund, Wasserbaumeister, Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Rhein, Außenbezirk St. Goar
- Herrn Dr. Peter J. Horchler, Biologe, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Referat U3 – Vegetationskunde, Landschaftspflege und
- Herrn Dipl.-Ing. Martin Küpper, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Referat U3 – Vegetationskunde, Landschaftspfleg

für ihre Unterstützung, die ausführlichen Gespräche und die wertvollen Hinweise und Anregungen.

Weiterhin danken wir Dr. Oliver Miler für die Durchsicht des Manuskripts und wertvolle Ergänzungen.

8 Quellenverzeichnis

8.1 Literatur

Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W., Weiber, R. (2018). Multivariate Analysemethoden: Eine anwendungsorientierte Einführung (15. Aufl.). Berlin: Springer.

- Benke, A. C. & Wallace, J. B. (2003). Influence of wood on invertebrate communities in streams and rivers. In: Gregory, S. V., Boyer, K. L., Gurnell, A. M. (Hrsg.): *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. – American Fisheries Society Symposium, Bethesda, Maryland: 149-177.
- Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) Hrsg. (2015). *Leitfaden Umweltbelange bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen*. Koblenz, 109 S.,
- Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) Hrsg. (2020). *Leitfaden Baumkontrolle an Bundeswasserstraßen*, 3. überarb. Fassung, 45 S., Bonn, Download: https://www.bafg.de/SharedDocs/Downloads/DE/arbeitshilfen/leitfaeden/leitfaden_baumkontrolle.pdf?__blob=publicationFile&v=2
- Bolding B, Bonar, S, Divans M. (2004). Use of artificial structure to enhance angler benefits in lakes, ponds, and reservoirs: a literature review. *Reviews in Fisheries Sciences* 12: 75-96.
- Christensen, D. L., Herwig, B. R., Schindler, D. E., & Carpenter, S. R. (1996). Impacts of lakeshore residential development on coarse woody debris in north temperate lakes. *Ecological Applications* 6: 1143-1149.
- Crook, D. A., Robertson, A. I. (1999). Relationships between riverine fish and woody debris: implications for lowland rivers. *Marine and Freshwater Research* 50: 941-953.
- Cox, I. & Gaudard, M. (2013). *Discovering Partial Least Squares with JMP®*. 308 S., SAS Institute, Inc., Cary, North Carolina.
- Czarnecka, M. (2016). Coarse woody debris in temperate littoral zones: implications for biodiversity, food webs and lake management. *Hydrobiologia* 767: 13-25.
- Detter, A., Rust, S. (2018, 2021). *Angewandte Baumstatik – was man aus Zugversuchen für die visuelle Baumkontrolle lernen kann*. *Wertermittlungsforum - WF* Bd. 39, H. 1. 2-11. (Vierteljahrszeitschr. hrsg. vom Sachverständigenkuratorium e.V. (SVK) für Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Gartenbau, Landespflege, Weinbau, Binnenfischerei, Pferde).
- Driescher, E. (1996a): Die Löcknitz und ihr Einzugsgebiet – Lage, Morphologie, Geo- und Hydrogeologie sowie Hydrologie des Flußgebietes. In: *Gewässerökologie Norddeutschlands* 3/1996. S. 6-14.
- Driescher, E. (1996b): Siedlungsgeschichte und anthropogene Veränderungen an den Gewässern im Einzugsgebiet der Löcknitz. *Gewässerökologie Norddeutschlands* 3/1996. S. 15-22.
- Driescher, E. (2003): *Veränderungen an Gewässern Brandenburgs in historischer Zeit. – Studien und Tagungsberichte* Bd. 47, 143 S. (hg. vom Landesumweltamt Brandenburg).
- Francis, T. & Schindler, D. E. (2006). Degradation of littoral habitats by residential development: woody debris in lakes of the Pacific Northwest and Midwest, United States. *Ambio* 35: 274-280.
- Glaz, P. N., Nozais, C., & Arseneault, D. (2009). Macroinvertebrates on coarse woody debris in the littoral zone of a boreal lake. *Marine and Freshwater Research*, 60(9), 960–970. <https://doi.org/10.1071/MF08260>.
- Gurnell, A., Tockner, K, Edwards, P., Petts, G. (2005). Effects of deposited wood on biocomplexity of river corridors. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5;3: 377-382.
- Hosmer, D., Lemeshow, S., Sturdivant, R. (2013). *Applied Logistic Regression*. 3. Auflage, New York u. a.
- Lehmann, M. (2003). Schäden durch die Flut; wie Laubgehölze auf sommerliche Überflutungen reagieren. *Deutsche Baumschule – Pflanzenschutz*, Nr. 3, S.43–44.
- Macher, C. (2008). Wenn Bäumen das Wasser bis zum Hals steht. Eine bayernweite Umfrage zur Hochwassertoleranz von Waldbäumen. *LWF Aktuell*, Bd. 66 („Wald und Wasser“), S. 26-29. Hg. von der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.
- Marburg, A. E., M. G. Turner, Kratz, T. K. (2006). Natural and anthropogenic variation in coarse wood among and within lakes. *Journal of Ecology* 94: 558-568.
- Miler, O., Böhmer, J., Pusch, M. (2018). Weiterentwicklung des deutschen Makrozoobenthos-Bewertungsverfahrens für Seen ‚AESHNA‘ zu einer Struktur Gütegestützten Gesamtseebewertung. – UBA-Texte 104/2018, 183 S.; https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-12-07_texte_104-2018_aeshna.pdf.

- Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (MLU), Hg. (2019). Richtlinie für die Unterhaltung von Fließgewässern im Land Brandenburg. 109 S., Potsdam.
- Muijs, D. (2010). Doing quantitative research in education with SPSS. <https://doi.org/10.4135/9781446287989>
- Nagelkerke, N. J. D. (1991). A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*, 78(3), 691–692. doi:10.1093/BIOMET/78.3.691
- Oldorff, S. (2022). Die Schutzgebietsverordnung und die Entwicklung des Naturschutzes – Naturschutzgeschichte des NSG Stechlin. In: Flade, M., Lütkepohl, M., Schrumpf, M. (Hrsg.). Das Naturschutzgebiet Stechlin. S. 295-313. Verl. Natur und Text, Rangsdorf.
- Ostendorp, W., Miler, O., van de Weyer, K., Ostendorp, J., Böhmer, J. (2025). Indikation von Uferstrukturbelastungen durch Makrophyten und Makrozoobenthos an Seen in Brandenburg. Teil 1: Datenbestand und Datenprüfung. Bericht der ARGE „Team Seeufer MMM“ für das Landesamt für Umwelt Brandenburg, Ref. W26, Projekt SuBoLakes (Az. 35825/01), AP 5 der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Konstanz, 50 S. DOI: <https://doi.org/10.48787/kops/subolakes/352-2-1u1fp5x2lwyex8>
- Piégay, H. (2003). Dynamics of wood in large rivers. In: Gregory, S. V., Boyer, K. L., Gurnell, A. M. (Hrsg.). *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. Bethesda: American Fisheries Society Symposium; 2003; 37: 109-134.
- Pfarr, U., Rickes, M., Späth, V., Michiels, H.-G. (2007). Risikoanalyse Wald - Praxisorientierter Leitfaden. Materialien zum Integrierten Rheinprogramm, Bd. 12, 43. S. Stuttgart.
- Roth, B. M., Kaplan, I. C., Sass, G. G., Johnson, P. T. J., Marburg, A. E., Yannarell, A. C., Havlicek, T. D., Willis, T. V., Turner, M. G., & Carpenter, S. R. (2007). Linking terrestrial and aquatic ecosystems: The role of woody habitat in lake food webs. *Ecological Modelling*, 203(3–4), 439–452. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.005>.
- Sass, G. G. (2009). Coarse woody debris in lakes and streams. *Encyclopedia of Inland Waters*, Vol. 1: 60-69.
- Sass, G. G., Kitchell, J. F., Carpenter, S. R., Hrabik, T. R., Marburg, A. E., Turner, M. G. (2006). Fish Community and Food Web Responses to a Whole-lake Removal of Coarse Woody Habitat. *Fisheries* 31: 321-330. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2006\)31\[321:FCAFWR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2006)31[321:FCAFWR]2.0.CO;2)
- Sinn, T. (2023): *Handbuch Baumstatik. Schadsymptome und Messverfahren zur Feststellung der Stand- und Bruchsicherheit*. 615 S., Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.
- Vogele LE, Rainwater WC. (1975). Use of brush shelters as cover by spawning black basses (*Micropterus*) in Bull Shoals Reservoir. *Transaction of the American Fisheries Society*. 104: 264-270.
- Wessolly, L. & Erb, M. (2014): *Baumstatik und Baumkontrolle*. 287 S., Patzer Verlag, Berlin, Hannover
- Wessolly, L. & Erb, M. (2016): *Manual of Tree Statics and Tree Inspection*. 288 pp., Patzer Verlag, Berlin, Hannover.
- Wold, S. (1995). PLS for Multivariate Linear Modeling. In: van de Waterbeemd, H. (Hrsg.), *Chemometric Methods in Molecular Design. Methods and Principles in Medicinal Chemistry*, p. 195-218. New York: VCH.
- Wold, S., Sjöström, M., Eriksson, L. (2001). PLS-Regression: A Basic Tool of Chemometrics. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 58 (2): 109-130.
- Zalewski, M., Lapinska, M., Bayley, P. B. (2003). Fish relationships with wood in large rivers. In: Gregory, S. V., Boyer, K. L., Gurnell, A. M. (Hrsg.), *The ecology and management of wood in world rivers*. Bethesda; American Fisheries Society Symposium. Vol. 37: 195-211.

8.2 [Rechtsquellen](#)

BNatSchG. Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), das zuletzt durch Artikel 3 des Gesetzes vom 8. Dezember 2022 (BGBl. I S. 2240) geändert worden ist.

WHG: Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 7 des Gesetzes vom 22. Dezember 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 409) geändert worden ist.

BWaldG: Bundeswaldgesetz vom 2. Mai 1975 (BGBl. I S. 1037), das zuletzt durch Artikel 112 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist.

WaStrG: Bundeswasserstraßengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S.1980), das zuletzt durch Artikel 5 des Gesetzes vom 22. Dezember 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 409) geändert worden ist.

LfU BBG Abt. W2 (2019): Abteilungsinterne Anweisung des AL W2 - Umgang mit der Baumschau auf Grundstücken, die im Verantwortungsbereich der Abteilung W2 liegen, Aktualisierung 2019.

LSchiffV: Verordnung für die Schifffahrt auf den schiffbaren Gewässern des Landes Brandenburg (Landeschifffahrtsverordnung - LSchiffV) vom 25. April 2005 (GVBl.II/05, [Nr. 10], S.166), zuletzt geändert durch Artikel 94 des Gesetzes vom 5. März 2024 (GVBl.I/24, [Nr. 9], S.37).

8.3 Normen, untergesetzliche Standards

DIN EN 350-2 (1994). Dauerhaftigkeit von Holz und Holzprodukten - Natürliche Dauerhaftigkeit von Vollholz - Teil 2: Leitfaden für die natürliche Dauerhaftigkeit und Tränkbarkeit von ausgewählten Holzarten von besonderer Bedeutung in Europa; Deutsche Fassung EN 350-2:1994, 28 S.

Anlagen/Anhang

Die Daten der vorliegenden Arbeit sind im Hauptordner *Sturzbäume* zusammengestellt. Dieser beinhaltet:

- diesen Bericht,
- die beiden identisch aufgebauten QGIS- und ArcMap-Projekte *SBL_AP5_Sturzbäume.qgz* (Version 3.34) und *SBL_AP5_Sturzbäume.mxd* (Version 10.4) sowie
- den Unterordner *Shapes* mit den verwendeten bzw. erstellten Geodaten, die in den GIS-Projekten eingebunden sind,
- den Unterordner *Fotos* mit den in den GIS-Projekten verlinkten Fotos (jpg) sowie
- den Unterordner *Datenbank* mit der Access-Datenbank *SBL_AP5_Sturzbäume.accdb* bzw. der Excel-Datei *SBL_AP5_Sturzbäume.xlsx*, welche jeweils die beiden aufbereiteten Tabellen zu den Sturzbäumen und Puffersegmenten enthalten.

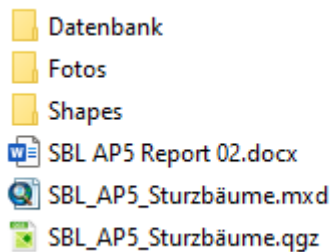


Abbildung: Inhalt des Hauptordners Sturzbäume

Abundanz und Verteilung von Sturzbäumen

Tabelle: Inhalt der GIS-Projekte und des Unterordners „Shapes“. Layer und Dateien sind mit dem wiederkehrenden Präfix „SBL_AP5_StB_“ benannt. Dieses wurde in der nachfolgenden Auflistung aus Gründen der Übersichtlichkeit weggelassen.

| Layer / Shape-Datei | Typ | Beschreibung | Felder |
|----------------------------|---------|---|---|
| Sturzbäume | Linie | Die Sturzbäume gemäß Kapitel 4.5.2 | Siehe Auflistung <i>tbl_Sturzbäume</i> in Tabelle |
| Seeflächen | Polygon | Seeflächen aus der GEK-Bearbeitung durch das Planungsteam GEK 2015. Entspricht den HMS-Uferlinien als Polygon. | (ohne Attribute) |
| Segmente | Polygon | Segmente aus den GEK-Bearbeitungen durch das Planungsteam GEK 2015. | HMS_Sgm – Identifikator des Segments Der Layer kann zur weiteren Attributierung mit dem Layer <i>Puffersegmente</i> verknüpft werden sowie mit dem externen Segmentlayer in OSTENDORP ET AL 2025. (left join). |
| Subsegmente | Polygon | Subsegmente aus den GEK-Bearbeitungen durch das Planungsteam GEK 2015. | Vgl. Dokumentation in OSTENDORP ET AL 2025. |
| Puffersegmente | Polygon | Die Puffersegmente gemäß Kapitel 4.5.1 | Siehe Auflistung zu „ <i>tbl_Puffersegmente</i> “ in Tabelle |
| SO x Puffersegmente | Polygon | Verschnitt der Puffersegmente mit den Geometrien der Strukturgebenden Objekte aus den GEK-Bearbeitungen durch das Planungsteam GEK 2015. Code und Kurzbezeichnung beziehen sich nur auf den im konkreten GEK verwendeten Objekttypenkatalog. Dieser wurde während der Bearbeitungen weiterentwickelt ist also nicht GEK-übergreifend einheitlich. Auch die ID_SO bezieht sich nur auf eine einzelne GEK-Bearbeitung, kann also in mehreren GEK mehrfach vorkommen. | Code – Code des Objekttyps (text) Kurzbezeichnung – Kurzbezeichnung des Objekttyps (text) ID_SO – Identifikator des konkreten Objekts pro GEK (mehrere Teilgeometrien möglich) (long) I_Ges – Impact für das konkrete Objekt, bestehend aus dem Impact des Objekttyps und den Auf- und Abwertungen durch die Bearbeiter (double) GEK – Interne Zuordnung zu den GEK-Bearbeitungen Tabelle 2 (text) HMS_Segm – Identifikator des HMS- bzw. des Puffersegments mit dem die SO verschnitten wurden. (text) Fläche – Die Flächengröße der einzelnen Teilgeometrien in Quadratmetern (double). |
| Neigung | Linie | Die Neigung/Exposition gemäß Kapitel 4.5.3.3 | Vgl. gleichlautende Feldbeschreibungen zur Tabelle <i>tbl_Puffersegmente</i> in Tabelle |
| Fotos | Punkt | | Hyperlink – Relativer Speicherort des Fotos. Kann zum Öffnen der Datei verwendet werden. (text) Datei_neu – Dateiname des Fotos (text) |
| Seen25 | Polygon | See-Geometrien des LfU. | Vgl. separate Dokumentation im Ordner <i>.\Shapes\Seen25</i> |
| GEK | Polygon | GEK-Geometrien des LfU. | Vgl. separate Dokumentation im Ordner <i>.\Shapes\GEK-Gebiete</i> |
| Gruppenlayer Luftbilder | WMS | Digitale Orthofotos unterschiedlicher Jahrgänge entsprechend Tabelle 2 | - |

Abundanz und Verteilung von Sturzbäumen

Tabelle 2: Inhalte und Felddescriptions der Access-Datenbank *SBL_AP5_Sturzbäume.accdb* bzw. der inhaltsgleichen Excel-Datei *SBL_AP5_Sturzbäume.xlsx*

| Tabelle / Beschreibung | Felder | | |
|--|--|---|---|
| tbl_Puffersegmente Sachdaten der Puffersegmente gemäß Kapitel 4.5.1 | HMS_Sgm | Primärschlüssel für das HMS-Segment aus OSTENDORP ET AL 2025 (text). Für das Puffersegment als Teilmenge des HMS-Segments wurde die ID beibehalten. | |
| | JP_ID | See-Identifikator JP_ID aus der Datei Seen25.shp vom LfU (text) | |
| | HMS_ID | See-Identifikator HMS_ID aus OSTENDORP ET AL 2025 (text) | |
| | UL_Typ | Uferlinientyp gemäß HMS-Verfahren (text) | |
| | HMS_Name | Im SuBoLakes-Projekt verwendeter Seename (text) | |
| | Seenamen25 | Serialisierte Seennamen aus der Datei Seen25.shp. Für Seen mit mehreren Komponenten und WK-Ids existieren ggf. mehrere Bezeichnungen, (text) | |
| | WRRP_PG | Planungsgebiet gemäß Datei Seen25.shp (text) | |
| | Ausschluss | Bool-Flag, ob dieses Segment/Puffersegment für die statistische Auswertung ausgeschlossen wurde (long) | |
| | Grund | Begründung für einen eventuellen Ausschluss (text) | |
| | Anzahl_Sturzbäume | Anzahl der Sturzbäume mit Fuß in diesem Puffersegment (long) | |
| | Imp_Sub | Impact des Sublitoral-Subsegments im HMS-Segment (double) | |
| | Imp_Eu | Impact des Eulitoral-Subsegments im HMS-Segment (double) | |
| | Imp_Epi | Impact des Epilitoral-Subsegments im HMS-Segment (double) | |
| | Imp_Puffersegm | Impact des Puffersegments (double) | |
| | Länge_Neigung | Länge der Neigungs- und Expositionslinie im Puffersegment (double) | |
| | X_Start | X-Koordinate des Startpunkts der Neigungslinie (double) | |
| | Y_Start | Y-Koordinate des Startpunkts der Neigungslinie (double) | |
| | Z_Start | Z-Wert des Startpunkts der Neigungslinie (double) | |
| | X_End | X-Koordinate des Endpunkts der Neigungslinie (double) | |
| | Y_End | Y-Koordinate des Endpunkts der Neigungslinie (double) | |
| | Z_End | Z-Wert des Endpunkts der Neigungslinie (double) | |
| | Exposition | Exposition der Neigungslinie im Puffersegment in ° (double) | |
| | Neigung | Neigung gemäß Kapitel 4.5.3.3 (double) | |
| | Delta_Z | Höhendifferenz des Z-Start und Z-Endwertes der Neigungslinie in Metern (double) | |
| | Fläche_Puffersegm | Fläche des Puffersegments in Metern (double) | |
| | Fläche_Wald | Fläche der Wald- und Gehölzbedeckung im Puffersegment in Metern (double) | |
| | Wald_anteilig | Anteilige Fläche der Wald- und Gehölzbedeckung am Puffersegment (double) | |
| | TYP_2021 | LAWA-Seetyp Kennzahl aus LfU-Tabelle (long) | |
| | Seetyp | LAWA-Seetyp Kennzahl aus LfU-Tabelle (long) | |
| | HMWB | Bool-Flag (y/n) für heavily modified water body Klassifikation aus LfU-Tabelle (text) | |
| | Künstlich | Bool-Flag (y/n) für künstliches Gewässer aus LfU-Tabelle (text) | |
| | tbl_Sturzbäume Sachdaten der Sturzbäume gemäß Kapitel 4.5.2 | ID_Obj | Primärschlüssel (long) |
| | | Taxon | Angaben zum Taxon des Sturzbaums (text) |
| Infos | | Weitere Freitextinformationen (text) | |
| Quelle | | Angaben zur Quelle, auf deren Basis der Sturzbaum erfasst wurde: Bei Werten in Klammern ist die Erkennbarkeit reduziert. (text) | |
| Ergänzt | | Bool-Flag, ob der Sturzbaum erst aufgrund der nachträglichen DOP-Analyse ergänzt wurde (long) | |
| Laenge | | Länge des Sturzbaumes in Meter (double) | |
| Entfernung | | Entfernung der Stammbasis zur Seefläche in Metern (double) | |
| X_Start | | X-Koordinate des Startpunktes des Sturzbaums (double) | |
| X_End | | X-Koordinate des Endpunktes des Sturzbaums (double) | |
| Y_Start | | Y-Koordinate des Startpunktes des Sturzbaums (double) | |
| Y_End | | Y-Koordinate des Endpunktes des Sturzbaums (double) | |
| | | Die übrigen Felder beziehen sich auf das Puffersegment und sind identisch mit denen in der oben dargestellten Tabelle <i>tbl_Puffersegmente</i> . | |