


Flechtenmonitoring auf 21 Wald-Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg

 Kartierung 2018 und Auswertung der Erhebungen von 1986 bis 2018



Baden-Württemberg

HERAUSGEBER LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe

KONTAKT Referat 23 – Medienübergreifende Umweltbeobachtung, Klimawandel
Dr. Constanze Buhk

BEARBEITUNG Dr. Norbert J. Stapper
Büro für Ökologische Studien, 40789 Monheim am Rhein,
Dr. André Aptroot
Adviesbureau voor Bryologie en Lichenologie (ABL Herbarium),
NL-3762 XK Soest, Niederlande

Für den Inhalt sind die Bearbeiter verantwortlich. Die geäußerten Interpretationen und Einschätzungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

STAND Oktober 2019, Internetausgabe August 2023

Nachdruck - auch auszugsweise - ist nur mit Zustimmung der LUBW unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.



ZUSAMMENFASSUNG	4
1 EINLEITUNG	6
2 METHODEN	8
2.1 Angaben zu den Waldstandorten	8
2.2 Floristische Erfassung der Arten	9
2.3 Bestimmung der Flechtenfrequenz mit der EU-ForestBIOTA-Methode	11
3 ERGEBNISSE	13
3.1 Veränderung des Flechtenartenspektrums seit 1986	13
3.2 Bonitierung der Waldflächen anhand der Artendiversität 1986 – 2018	29
3.3 Vergleich der Waldflächen anhand der Vielfalt von Flechtenarten mit Bindung an alte Waldstandorte 1986 – 2018	45
3.4 Veränderung der Zeigerwert-Mediane der Flechten 1986 – 2018	52
3.5 Effizienz der Arterfassung mit der EU-ForestBIOTA-Methode	59
3.6 Bioindikation saurer Immissionen	65
3.7 Bioindikation eutrophierender Immissionen	68
3.8 Bioindikation von Klimawirkungen	73
4 DISKUSSION	94
5 ZITIERTER LITERATUR	102
6 ABBILDUNGSVERZEICHNIS	108
7 TABELLENVERZEICHNIS	111

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit berichtet von der im Sommer 2018 durchgeführten Aufnahme der epiphytischen Flechten an 21 Walddauerbeobachtungsflächen der Medienübergreifenden Umweltbeobachtung (MUB) in Baden-Württemberg und fasst die Ergebnisse von inzwischen acht Erhebungen zusammen. Hauptgegenstand dieses 1985/86 begonnenen Dauerbeobachtungsprogramms der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) ist die Dokumentation der Immissionsbelastung anhand der Flechtenartendiversität der Waldstandorte sowie die Erfassung von Wirkungen des globalen Klimawandels anhand speziell dafür ausgewählter Zeigerarten.

Methodischer Kern der Untersuchungen ist die reproduzierbare Erfassung des Artenspektrums epiphytischer Flechten an den Stämmen lebender Bäume in räumlich klar abgegrenzten Bereichen der Waldstandorte mit dem daraus resultierenden Präsenz-/Absenz-Datensatz der Arten. Darüber hinaus wurden zunächst Umrisszeichnungen von Flechten an wenigen ausgewählten Trägerbäumen angefertigt, um deren Thallusflächenänderung über die Zeit für die Bioindikation von Umweltwirkungen zu nutzen. Seit 2009 wird zu diesem Zweck die Frequenz der Flechten an einer mehr als dreimal so großen und für den jeweiligen Standort repräsentativen Trägerbaumstichprobe erhoben, wodurch zwischen 50 und 85 % der am jeweiligen Standort bekannten Flechten berücksichtigt und insgesamt statistisch stärker belastbare Daten gewonnen werden. Eine nachträgliche Frequenzbestimmung an den Flechtenzeichnungen erlaubte zudem weitgehend übereinstimmende Aussagen hinsichtlich der dynamischen Veränderung der Flechtenbiota.

Die Gesamtzahl der Flechtenarten im unteren Stammbereich der Waldbäume hat sich zwischen 1986 und 2018 von 74 auf 188 Arten fast verdreifacht! Insgesamt wurden auf den 21 Waldflächen bisher 237 Flechtenarten (kumulative Gesamtartenzahl) und somit fast ein Fünftel der in Baden-Württemberg bisher überhaupt bekannten Flechtenarten registriert. Die im Mittel pro Standort nachgewiesene Flechtenartenzahl ist seit 1986 von 12 auf 42 Arten angestiegen, wobei sich die über das gesamte Bundesland verteilten Standorte erheblich unterscheiden. So stehen aktuell 98 Arten am Standort Hausach im Schwarzwald nur 18 Arten am Standort Stuttgart gegenüber. Aus der starken Zunahme der Flechtenartendiversität der Waldstandorte seit 1986 lässt sich folgern, dass deren Immissionsbelastung - hier in vier Klassen bonitiert anhand der Anzahl der gegenüber bekannten Immissionen empfindlichen Flechtenarten - abgenommen hat. Waren 1986 noch über drei Viertel der Standorte "sehr stark" oder "stark" immissionsbeeinflusst, so ist 2018 für vier Fünftel der Standorte nur noch ein "geringer" oder "gar kein" Immissionseinfluss mehr nachweisbar. Dieser zeitliche Verlauf stellt sich allerdings regional unterschiedlich dar. Während sich die Standorte im Süden frühzeitig und rasch erholten, verläuft die Abnahme der Immissionsbelastung im Norden und Nordwesten des Bundeslandes (Weinheim) verzögert. Standorte im äußersten Südwesten (Freiburg, Hausach, Schönau) waren schon zu Beginn des Projektes artenreich und allenfalls "mäßig" immissionsbelastet.

Die gesunkene Immissionslast drückt sich auch darin aus, dass die 21 Waldflächen eine stetig zunehmende Anzahl sehr seltener oder sogar im Bundesland zuvor noch nie registrierter Flechtenarten beherbergen, wie die 2018 erstmals in Europa nachgewiesene Krustenflechte *Szczawinskia tsugae*. Ein sehr positives Signal ist die auf das Vierfache gegenüber 1986 angestiegene Zahl der Arten, die in der Roten Liste der Flechten Baden-Württembergs mindestens als gefährdet eingestuft sind und deren Überlebenswahrscheinlichkeit inzwischen deutlich gestiegen ist.

Parallel zur Artenvielfalt epiphytischer Flechten insgesamt ist auch die Anzahl von Zeigerarten alter Wälder ("Altwaldarten") seit 1986 kontinuierlich angestiegen. Das heißt, mit sinkender Immissionsbelastung sind auch solche Flechtenarten zahlreicher geworden, die die "Naturnähe" bzw. ökologische Kontinuität und Integrität eines Waldstandortes anzeigen. Während die Standorte im äußersten Südwesten des Landes schon von Beginn an die meisten Altwaldarten aufweisen, verläuft die Entwicklung an den Standorten nördlich der Alb verzögert.

Veränderungen ökologischer Zeigerwerte können erste Hinweise auf Umweltveränderungen geben. Insgesamt geben die Flechtendaten, hier die Frequenzwerte der an saure Substrate angepassten Flechtenarten, keinen Hinweis auf eine aktuelle Belastung der Waldstandorte mit sauren Immissionen. Alle derzeitigen Vorkommen von Flechten mit Reaktionszahlen unter 3 an Bäumen mit von Natur aus saurer Borke werden als natürlich betrachtet. Flechtenarten mit hohen Eutrophierungszahlen treten nur an wenigen Standorten mit leicht erhöhten Frequenzwerten auf und indizieren allenfalls Wirkungen lokal oder regional erhöhter Nährstoffeinträge, beispielsweise aus Ammoniaketrägen in Gebieten mit hohen Viehdichten. Ein statistisch signifikanter Zusammenhang mit modellierten Stickstoff-Depositionswerten besteht nicht. Doch die mit 11 bis 19 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr bundesweit zwar geringen, aber dennoch unnatürlich hohen Depositionswerte könnten ein wesentlicher Grund dafür sein, dass die Häufigkeit nitrophytischer Flechtenarten im gesamten Projekt seit 2002 immer rascher ansteigt und gegenüber Nährstoffeinträgen empfindliche Flechtengesellschaften kaum ausgebildet werden. Da viele der infolge gesunkener Immissionen eingewanderten und für Waldstandorte typischen Flechtenarten durch relativ geringe Lichtzahlen gekennzeichnet sind, muss der gesunkene Lichtzahlmedian nicht ausschließlich auf veränderte Beleuchtungsverhältnisse hinweisen, etwa infolge dichter geschlossener Bestände.

Ein Schwerpunkt der Untersuchungen bildet die Bioindikation von Wirkungen des Klimawandels mit Flechten. Während die Temperaturzahl-Mediane der Flechten nur geringfügig angestiegen sind, nehmen der Klimawert (KW-Zahl) und die klimaökologische Ozeanität (KO-Zahl) kontinuierlich und stärker zu. Signifikante Veränderungen dieser Werte indizieren Wirkungen der gestiegenen Temperatur und eine Verschiebung hin zu geringerer Kontinentalität, also hin zu ozeanischeren Bedingungen mit einer geringeren Amplitude der Jahrestemperatur, milderem Winter und feuchterem Klima. Da die Temperaturoptima für die Nettophotosynthese bei den meisten Flechtenarten unterhalb von 10 Grad Celsius liegen, dürften viele Arten von den wärmer gewordenen Wintern mit ihren kürzeren Frostperioden profitieren, sofern gleichzeitig Feuchtigkeits- und Lichtangebot stimmen.

Zur Bioindikation von Wirkungen des globalen Klimawandels werden hier auch die Klimawandelzeiger der VDI-Richtlinie 3957 Blatt 20 eingesetzt. Das sind Flechtenarten, die u.a. aufgrund von Arealveränderungen für diesen Zweck ausgewählt wurden. Beim Vergleich der Zeiträume 1986-96 und 2015-2018 ist die Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger, abgesehen vom durch aktuelle oder nachlassende Immissionswirkungen belasteten Standort Weinheim, an allen übrigen Waldstandorten angestiegen, selbst in kühlen, teils über 1.000 Meter hoch gelegenen Wäldern. Die Veränderungen betreffen somit das gesamte Bundesland und alle Höhenstufen. Zugenommen hat auch die Anzahl und die Häufigkeit von Flechtenarten mit *Trentepohlia*-Algen, die kühle Standorte meiden und deren weltweiter Schwerpunkt in den Tropen liegt. Die kontinuierliche Zunahme der Klimawandelzeiger bedeutet letztlich eine Veränderung des angestammten Flechtenartenspektrums zugunsten des Anteils ozeanischer und (sub-)mediterraner Arten, was sich ja auch in den zuvor genannten Veränderungen klimatisch relevanter ökologischer Zeigerwerte der Flechten ausdrückt. Die Ergebnisse

zeigen für den Untersuchungszeitraum deutlich den Einfluss klimatischer Veränderungen auf die Flechtengemeinschaften und wurden auch bereits in den Monitoring-Bericht zum Klimaschutzgesetz Baden-Württemberg aufgenommen.

1 Einleitung

Flechten sind aus einer oder mehreren Pilzarten (Spribille et al. 2016), einer oder verschiedenen Algenarten und bzw. oder Cyanobakterien sowie weiteren Mikroorganismen zusammengesetzte Lebensgemeinschaften. Sie tolerieren zwar widrigere Umweltbedingungen als der jeweils einzelne Organismus der Gemeinschaft, dennoch reagieren sie empfindlich, schnell und artspezifisch abgestuft auf chemische oder physikalische Veränderungen ihrer Umwelt. Als wechselfeuchte Organismen nehmen sie Wasser und die darin gelösten Nähr- und Schadstoffe wie ein Stück Löschpapier über ihre gesamte Oberfläche auf, reichern diese an und sterben bei zu hoher Belastung ab. Die meisten Flechten sind sehr langlebige Organismen, die lange Trockenphasen in latentem Zustand ausgetrocknet überdauern. Auf Bäumen lebende (= epiphytische) Flechten werden nur gering durch den Faktor Boden beeinflusst und eignen sich daher hervorragend als biologische Wirkungsindikatoren von Immissionen (Nylander 1866; Hawksworth & Rose 1970; Stapper & John 2013) und Veränderungen des Mikro- und Makroklimas (van Herk et al. 2002; Aptroot 2005, de Bruyn et al. 2009; Aptroot et al. 2016; VDI 2017; STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018). Manche Arten sind aufgrund ihres geringen Ausbreitungspotentials auf die langfristige ökologische Kontinuität eines Waldstandortes angewiesen und werden deshalb als Indikatorarten für historisch alte Wälder genutzt (ROSE 1974, 1976, 1992; DIEDERICH 1991; MCCUNE 2000; COPPINS & COPPINS 2002; WIRTH et al. 2009).

1985 begann die Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) an 60 Wald-Dauerbeobachtungsflächen des ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg mit der Langzeitüberwachung von Immissionswirkungen auf epiphytische Flechten, um anhand der zeitlichen Veränderung der Flechtenbiota die Veränderung von Immissionsbelastungen zu dokumentieren. Ein durchgehendes, für alle Erhebungen von Beginn an charakteristisches, methodisches Merkmal ist die reproduzierbare Erfassung des Artenspektrums epiphytischer Flechten und einiger nicht-lichenisierter Pilze an den Stämmen lebender Bäume in räumlich eindeutig abgegrenzten Bereichen der Waldstandorte, nämlich der um die zentralen Kernzonen befindlichen Pufferzonen. Der daraus resultierende Präsenz-/Absenz-Datensatz der Arten in den derart eindeutig definierten Stichproben eignet sich zur Bearbeitung verschiedener Fragestellungen. Die in Berichten zu den jeweiligen Erhebungen und zugehörigen Publikationen präsentierten Ergebnisse basieren überwiegend auf diesem inzwischen immer weiter gewachsenen Datensatz. Die erste Untersuchung erfolgte 1985/86 (WIRTH 1986, 1987), gefolgt von weiteren zwischen 1990 und 1992 (WIRTH & OBERHOLLENZER 1991, 1992, 1993) sowie 1996 (CEZANNE et al. 1997; WIRTH et al. 1999) und 2002 (DOLNIK & RASSMUS 2004). 2009 wurden die Flechten nur noch an 30 seitens der LUBW ausgewählten Waldflächen untersucht (STAPPER & APTROOT 2010), wobei 2011 am Standort 1500 Karlsruhe-Hardtwald und an den beiden neu ausgewiesenen Standorten 1191 Aalen und 1411 Schönau Nachuntersuchungen durchgeführt wurden (STAPPER & APTROOT 2011). Eine weitere Untersuchung erfolgte im Sommer 2015 an nunmehr 21 Waldstandorten (STAPPER & APTROOT 2015), die im Sommer 2018 wiederholt wurde.

Bis 2002 wurden zusätzlich zur Erfassung des Artenspektrums für quantitative Studien an bis zu fünf ausgewählten Bäumen jedes Waldstandortes stammumfassende Epiphyten-Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet

und die Konturen der Flechtenthalli mit Faserstiften auf 45 cm hohe Folientransparente übertragen. Im Sommer 2009 (STAPPER & APTROOT 2010) erfolgte auf Wunsch der LUBW ein methodischer Wechsel. Fortan wurden zur quantitativen Erfassung der Flechtenbiota Zählgitter zur Bestimmung der Flechtenfrequenz verwendet (EU-ForestBIOTA-Protocol, "EU-Methode"; STOFER *et al.* 2003). Damit entfällt zwar die Möglichkeit, die Entwicklung individueller Thalli über einen langen Zeitraum zu beobachten, doch der nachträgliche Vergleich der von den Flechten überzogenen Flächen mit den auf digitalisierten Folienschärpen ermittelten Frequenzwerten führte zu übereinstimmenden Ergebnissen z. B. hinsichtlich der Rangordnung der Flechtenarten oder dem Verschwinden der von sauren Immissionen zeitweilig geförderten Krustenflechte *Lecanora conizaeoides* (STAPPER & APTROOT 2010). Der entscheidende Vorteil der neuen Methode besteht in der viel größeren und für den jeweiligen Standort repräsentativen Trägerbaumstichprobe, womit das jeweilige Flechtenartenspektrum der Standorte deutlich effizienter erfasst wird und man letztlich statistisch stärker belastbare Ergebnisse erhält. Das Verfahren ist zudem erheblich weniger zeitaufwändig und ergonomischer, schon weil die Artansprache nicht durch Feuchtigkeitsniederschlag auf der Folienunterseite erschwert wird.

Im vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse der Erhebung von 2018 vor dem Hintergrund sich wandelnder Immissionsbelastungen und des Klimawandels diskutiert und dafür auch alle aus den Flechtendiversitätsdaten abgeleiteten Ergebnisse seit 1986 neu berechnet. Dazu werden ökologische Zeigerwerte von Flechten (WIRTH 2010; SPARRIUS *et al.* 2015) sowie die erst 2017 veröffentlichte, zwischenzeitlich mehrfach modifizierte Liste der für Deutschland als Klimawandelzeiger definierten Flechtenarten verwendet (VDI 2017). Auch die niederländische Flechten-Checkliste mit ihren Arealangaben zur Verbreitung der Flechten in Europa (APTROOT & SPARRIUS 2009; BLWG 2010) sowie die Liste der Flechtenarten mit Bindung an alte Waldstandorte (WIRTH *et al.* 2009) werden als Berechnungs- bzw. Bonitierungsgrundlagen herangezogen. Jedes Kapitel des Ergebnisteils beginnt mit einer kurzen Einführung in die spezifische Fragestellung.

2 Methoden

2.1 ANGABEN ZU DEN WALDSTANDORTEN

Die im Text durchgehend verwendeten Namen und Nummern der Waldflächen sind in Tabelle 2-1 zusammen mit den jeweiligen Höhenstufen und Naturräumen nach Angaben der LUBW aufgeführt. Bei den Standorten Murgschifferschaft und Donaueschingen handelt es sich um reine Nadelwälder, am Standort Wangen um Nadelwald mit wenigen Laubbäumen, bei den anderen um Misch- oder Laubwälder. An jedem Standort sind die Grenzen der Pufferzonen um die 480 m² großen Kernzonen durch mit roten Ringen und Punkten versehene Bäume gekennzeichnet. Flechten-Dauerbeobachtungsbäume tragen blaue Markierungen.

Tabelle 2-1: Standortdaten der 21 Waldflächen.

Nach Angaben der LUBW. (*)1996 nicht untersucht; (**) 2009 nicht untersucht, sondern 2011.

Standort-Nr.	Standortname	Höhenstufe	Name des Naturraumes	Höhe (m)	Exposition (°)	Hangneigung (%)	Pufferzone (qm)	Erstuntersuchung
1020	Überlingen	collin	Bodenseebecken	490	237	20	24520	1986
1030	Bad Waldsee	submontan-montan	Oberschwäbisches Hügelland	590	220	13	6660	1986
1040	Wangen	montan	Westallgäuer Hügelland	710	142	1	27240	1986
1100	Stockach	submontan	Hegaualb	590	256	2	8980	1986
1110	Wehingen	montan	Baaralb und Oberes Donautal	810	150	9	14340	1986
1140	Zwiefalten	montan	Mittlere Flächenalb	735	21	6	9802	1986(*)
1180	Kirchheim	submontan	Mittleres Albvorland	390	16	9	19680	1986
1190	Aalen_ALT	submontan	Östliches Albvorland	450	34	14	12680	1986
1191	Aalen	submontan	Östliches Albvorland	450	148	9	k.A.	2011
1211	Stuttgart	submontan	Filder	440	222	14	9970	2002
1220	Welzheim	submontan	Schurwald und Welzheimer Wald	410	164	9	9320	1986
1292	Eppingen	collin	Kraichgau	230	201	18	15640	1996
1300	Künzelsau	collin-submontan	Kocher-Jagst-Ebenen	340	150	31	11920	1986
1330	Tauberbischofsheim	submontan	Tauberland	350	189	2	9210	1986
1341	Eberbach	submontan	Sandstein-Odenwald	450	252	28	16620	1996
1350	Weinheim (Schriesheim)	submontan	Vorderer Odenwald	300	205	34	5520	1986
1370	Murgschifferschaft	hochmontan	Grindenschwarzwald und Enzhöhen	920	189	32	3520	1986
1390	Hausach	montan	Mittlerer Schwarzwald	640	262	41	10910	1986
1400	Donaueschingen	montan	Südöstlicher Schwarzwald	1010	146	5	23640	1986
1410	Schönau_ALT	hochmontan	Hochschwarzwald	1260	54	20	4520	1986
1411	Schönau	hochmontan	Hochschwarzwald	1230	52	20	k.A.	2011
1440	Freiburg	planar	Freiburger Bucht	220	287	14	34520	1986
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	planar	Hardtebenen	112	267	3	k.A.	1986(**)

2.2 FLORISTISCHE ERFASSUNG DER ARTEN

Zur Erfassung des gesamten Artenspektrums der Flechten auf Borke bzw. Rinde am Stamm lebender Bäume einer Walddauerbeobachtungsfläche wurden alle Baumarten vom Boden bis in Sichthöhe auf Flechtenbewuchs hin untersucht und die Arten für jede Baumart separat notiert. Ziel war dabei die systematische und reproduzierbare Erfassung möglichst aller Flechtenarten der Pufferzonen der Waldflächen. Artvorkommen am Rande der Kernzone (diese darf nicht betreten werden) und der Umgebung der Pufferzone wurden separat notiert. Als "Umgebung" der Pufferzone wurden nur Areale in bis zu 100 m Distanz um die Pufferzone akzeptiert, die hinsichtlich Baumarten und Bestandesalter, Hangexposition und Belichtungsverhältnissen weitgehend der Pufferzone entsprechen (Homogenitätskriterium). Zufällige Funde von Arten an herabgefallenen Zweigen oder Ästen aus dem Kronenraum wurden nicht aufgenommen, da dies gegen das Kriterium Reproduzierbarkeit verstoßen hätte. Für die Datenanalyse wären diese Funde ohnehin nicht verwertbar, da im Kronenraum gänzlich andere ökologische Zwänge auf die Flechten wirken als unten im Bestand.

Da die Bonitierung der Waldstandorte auf der Anzahl der dort vorgefundenen Flechtenarten beruht, erstreckt sich die Forderung nach Reproduzierbarkeit auch auf die Erfassung des Flechtenartenspektrums. Daher wurde 2009 ein Abbruchkriterium eingeführt, das eine weitgehend reproduzierbare Kartierungstiefe ermöglicht. Demnach werden an jedem Standort in der Pufferzone zunächst, soweit vorhanden, mindestens 25 Bäume der vorkommenden Baumarten auf Flechtenvorkommen hin untersucht bzw. so lange nach weiteren Flechtenarten gesucht, bis auf den letzten fünf Bäumen einer Baumart keine neue Flechte mehr gefunden wird. Bisher wurden dabei fast immer alle in der vorangegangenen Erhebung an der jeweiligen Baumart aufgenommen Flechtenarten erfasst und zusätzliche, für den Standort neue Artvorkommen, registriert. Im Verlauf der Baumauswahl für die sich anschließende Frequenzuntersuchung und insbesondere während dieser Untersuchung mit Zählgittern, die sich jeweils auf eine kleine, gut überblickbare Stammfläche und deren Umgebung konzentriert, wurden immer noch vereinzelt weitere Flechtenarten gefunden. Der Grund dafür ist, dass man ein klar umgrenztes und gut überblickbares Areal, insbesondere in artenreichen Beständen, effizienter evaluieren kann, als einen kompletten Baumstamm, wo dem absuchenden Blick ein kleines "andersartig gefärbtes oder geformtes Detail" mit höherer Wahrscheinlichkeit entgeht. Daraus ergibt sich zwar ein kleiner Vorteil gegenüber der früheren Artenerfassung mit nachfolgender Anfertigung stammumfassender Folienzeichnungen an nur wenigen Flechtenbäumen pro Standort. Doch andererseits ist die Flechtenartenvielfalt stark angestiegen und folglich schwieriger zu erfassen, als zu Beginn des Projektes 1986. Auch die Verwendung LED-beleuchteter und optisch hochwertiger Lupen mit großem Gesichtsfeld (10-fache und 20-fache Vergrößerung, Standard-Weißlicht 6000 K, "Lichen candelaris", Zimmermann, Wengi, CH) oder 10x bis 28x (FFT-Fischer, Wetzlar) dürfte das Auffinden mancher Arten im Vergleich zu früher erleichtert haben. Abbildung 2-1 zeigt beispielhaft die Erfassung des Artenspektrums an Tannen am flechtenartenreichen Standort 1370 Murgschifferschaft. Die kumulative Anzahl der Flechtenarten auf den Tannen folgt einer logarithmischen Sättigungskurve. Der Verlauf dieser Kurve wird von der unterschiedlichen Häufigkeit der einzelnen Flechtenarten auf den Trägerbäumen bestimmt; er ist grundsätzlich für die Trägerbaumart an einem Standort und, bei sich dynamisch verändernden Bedingungen, auch für den Zeitpunkt der Untersuchung charakteristisch (STAPPER & FRANZEN-REUTER 2003). Der Grad der Artenerfassung wird bei derartigen Erhebungen von verschiedenen Faktoren beeinflusst, zu denen nicht zuletzt die bearbeitenden Personen gehören. Aufgrund des weitgehend einheitlichen Vorgehens wird hier davon ausgegangen, dass eine übereinstimmende Kartierungstiefe gegeben ist. Bei den Flächenbegehungen wurden oft eine oder mehrere Arten aus einer Voruntersuchung nicht wiedergefunden, während zwischenzeitlich nicht mehr registrierte oder bisher noch nie am Standort nachgewiesene Arten neu hinzugekommen sind. Am Standort Zwiefalten mit gegenüber 2015 leicht verminderter Artenvielfalt wurden sogar trotz intensiver Nachsuche keine weiteren Arten nachgewiesen.

Die meisten Arten wurden im Gelände angesprochen, teils unter Verwendung von UV-Fluoreszenz oder Farbreaktion auf bestimmte Indikatorchemikalien ("Tüpfeltest" mit Kaliumhydroxid, Natriumhypochlorit oder para-Phenylendiamin-Lösung nach Steiner). Belegmaterial wurde nur in geringem Umfang entnommen, da kritische Arten oft auch die auf den Waldflächen seltenen Flechten sind. Das Belegmaterial wurde anhand mikroskopischer und chemischer Merkmale (Polarisation, Mikro-Rekristallisation von Flechteninhaltsstoffen) sowie UV-Fluoreszenz im Labor bestimmt. Als Standardwerke zur Bestimmung dienten die britische Flechtenflora von SMITH *et al.* (2009) und die neue deutsche Flora von WIRTH *et al.* (2013) sowie spezielle Schriften zu ausgewählten Gattungen (GARRIDO-BENAVENT & PÉREZ-ORTEGA 2015). Die Nomenklatur folgt WIRTH *et al.* (2013), abgesehen von der Gattung *Xanthoria*. Die Artenlisten aller vorangegangenen Erhebungen wurden angepasst.

Statistische Datenanalysen wurden mit Statistica 12 (STATSOFT 2014) oder PAST 3.20 (Øyvind Hammer, University of Oslo, 1999-2017; HAMMER *et al.* 2001) durchgeführt. Wenn nicht anders angegeben, wurde $p < 0,05$ als Signifikanzschranke gewählt. Aufgrund der Datenverteilungen wurden häufig nichtparametrische Testverfahren eingesetzt.

Die vier Standorte 1140 Zwiefalten, 1211 Stuttgart, 1292 Eppingen und 1341 Eberbach wurden nicht durchgehend zu allen Zeitpunkten seit Beginn des Projektes 1986 untersucht. Für Eberbach und Eppingen liegen Daten für alle Zeitpunkte ab 1996 vor, für Stuttgart ab 2002. Der Standort Zwiefalten wurde nur 1996 nicht untersucht. Die Standorte 1190 Aalen_ALT und 1410 Schönau_ALT wurden 2011 durch neue Flächen in der unmittelbaren Nähe ersetzt. Die 2011 an den neuen Standorten 1191 Aalen und 1411 Schönau erhobenen Daten wurden beispielsweise für die Berechnung und grafische Darstellung von zeitlichen Verläufen anstelle der Daten der Altstandorte aus dem Jahr 2009 verwendet. Entsprechend wurde mit dem Standort 1500 Karlsruhe-Hardtwald verfahren, der statt 2009 erst 2011 untersucht wurde. Je nach Fragestellung werden daher entweder die Daten aller 21 im Sommer 2018 untersuchten Standorte verwendet oder nur jene Standorte berücksichtigt, für die zu allen Zeitpunkten Daten vorliegen.

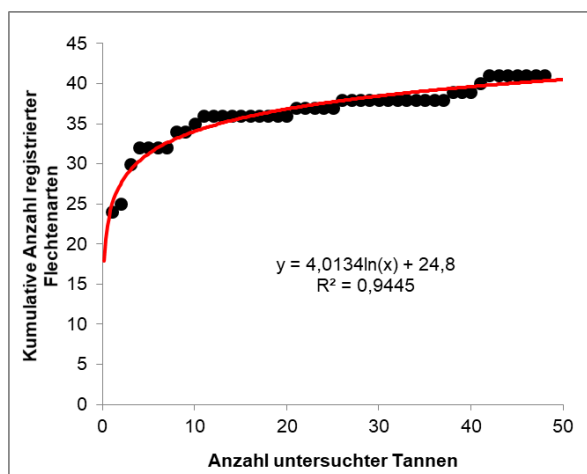


Abbildung 2-1: Kumulative Anzahl der Flechtenarten auf Tannen am Standort 1370 Murgschifferschaft.

Logarithmische Anpassung. Durch die Untersuchung weiterer 100 Tannen wären theoretisch vier weitere Flechtenarten erfassbar.

2.3 BESTIMMUNG DER FLECHTENFREQUENZ MIT DER EU-FORESTBIOTA-METHODE

Zur quantitativen Erfassung der Flechtendiversität wurde, wie bereits 2009, 2011 und 2015, die von STOFER *et al.* (2003) zur Frequenzbestimmung von Flechten auf Level II-Waldflächen für die ForestBIOTA-Testphase beschlossene Methode angewendet, die auch als EU-ForestBIOTA-Methode oder kurz "EU-Methode" bezeichnet wird. Die dazu vorgesehene Mindestzahl von 12 Bäumen reicht aus, um auch seltenere Flechten in verarmten Beständen zu erfassen. Diese Baumstichprobe ist für jeden Wald und Untersuchungszeitpunkt hinsichtlich Alter und Artenverteilung repräsentativ, das Verfahren somit ideal für den Vergleich einer größeren Anzahl verschiedener Standorte (STAPPER *et al.* 2007). Hinsichtlich der verwendeten Frequenzgitter und deren Anordnung auf den Trägerbäumen ähnelt das Verfahren dem der aktuellen Kartierungsrichtlinien für Flechten an Bäumen im Freiland (EUROPÄISCHE UNION 2014; VDI 2005). Die Frequenz einer Flechte an einem Baum entspricht der Anzahl der Maschen der Zählgitter, in denen sie vorkommt (Werte von 1 bis 20, s.u.).

Im Gegensatz zu den 2500 m² großen Level II-Waldflächen sind die Pufferzonen der LUBW-Waldflächen mit 3500 m² und mehr (im Mittel 13400 m²) deutlich größer. Die teils seit 1986 untersuchten "Flechtenbäume" der LUBW sind Bestandteil der für jede Waldfläche ansonsten zufällig ausgewählten Bäume. Die Nummer eines Baumes setzt sich zusammen aus der Nummer des Standortes (=Waldfläche) und der laufenden Nummer des Baumes, wobei die für die Flechtenbäume vergebenen Nummern beibehalten wurden: Flechtenbaum F3 in 1140 Zwiefalten hat beispielsweise die Nummer 11403, Baum 13 die Nummer 114013 usw. 2015 und 2018 wurden neue Nummern vergeben, für den ersten der neu untersuchten Bäume die Nummer 114041 (2015) bzw. 114061 (2018), um Komplikationen bei der Datenbankabfrage zu verhindern und weil es sich mit hoher Wahrscheinlichkeit tatsächlich um einen anderen Baum handelt, da diese Bäume nicht markiert werden.

Nur an den Flechtenbäumen wurde 2009 die Mitte der Unterkante des im Norden angelegten Zählgitters in Absprache mit dem Auftraggeber mit einer Edelstahlschraube markiert und nur an diesen Flechtenbäumen wurde das Zählgitter nicht entsprechend der EU-Methode in einem Meter Höhe über dem Boden angebracht, sondern in Höhe der Unterkante der früher verwendeten Folientransparente, die mit roten Kunststoffstiften in der Borke markiert ist. Der Sitz der Schrauben wurde überprüft, ggf. eine neue eingeschraubt.

Das Verfahren nach STOFER *et al.* (2003) kurz zusammengefasst:

Auswahl der Trägerbäume: Alle Bäume auf der zu untersuchenden Waldfläche mit Stammumfang über 50 cm werden in zwei Gruppen eingeteilt, nämlich Bäume mit saurer (A) oder neutraler Borke (B). Diese werden nochmals aufgeteilt auf zwei Durchmesserklassen, nämlich ≤ 36 cm und > 36 cm (oder 113 cm Umfang). Um vergleichbare Daten zu erhalten, wird eine Stichprobe von 12 Bäumen gezogen und nach folgendem Schlüssel eingeteilt:

$$p1 = (N \text{ Bäume in Klasse A } \leq 36 \text{ cm}) / N \text{ Bäume}$$

$$p2 = (N \text{ Bäume in Klasse A } > 36 \text{ cm}) / N \text{ Bäume}$$

$$p3 = (N \text{ Bäume in Klasse B } \leq 36 \text{ cm}) / N \text{ Bäume}$$

$$p4 = (N \text{ Bäume in Klasse B } > 36 \text{ cm}) / N \text{ Bäume}$$

mit: N Bäume = Anzahl der Bäume auf der Waldfläche und $p1 + p2 + p3 + p4 = 1.0$

Die Verteilung der Bäume jeder Gruppe auf die Stichprobe erfolgt gemäß ihrem Anteil an der Gesamtheit. Sollte dabei eine Verteilung gemäß 1 : 2 : 8 : 1 resultieren, dann werden so viele weitere Bäume hinzugenommen, dass aus jeder Gruppe mindestens drei untersucht werden können, im genannten Beispiel also insgesamt 17 Bäume.

Bestimmung der Frequenz: Ein 10 cm breites und 50 cm hohes Zählgitter mit 5 quadratischen Feldern (Abbildung 2-1) wird in 150 cm über dem Boden nacheinander in den Positionen Nord, Ost, Süd und West am

Stamm angebracht (Abbildung 2-2) und für jede Flechte die Anzahl der Quadrate bestimmt, in der sie vorkommt. Die maximale Frequenz einer Flechte beträgt folglich 20.

Aufnahmeprotokoll: Auf dem Aufnahmebogen werden die Standortnummer und Standortbezeichnung, die Baumart, der Stammumfang und ggf. die Stammneigung notiert. Für jede Flechte wird ihre Frequenz separat für jede Himmelsrichtung notiert. Thalli unter 5 mm wurden, wie bereits 2009, nicht weggelassen, sondern aufgenommen, wenn sie trotz ihrer geringen Ausdehnung dennoch sicher ansprechbar waren. Auch lichencicole oder nicht lichensierte Pilze wurden miterfasst, wobei allerdings die Liste dieser Arten, die oft von Lichenologen als "flechtenähnliche Pilze" miterfasst werden, weniger vollständig sein dürfte, wie die der Flechten.

Die Zählgitterflächen der Flechtenbäume wurden fotografisch dokumentiert (Canon 5D Mark III mit EF-70-200/4 L-IS Objektiv und Canon Speedlight 530 TTL). Die Abbildungsqualität dieser Optik reicht an jene von guter Festbrennweitenoptik heran und ermöglicht im Gelände sehr hilfreiche, variable Aufnahmedistanzen zum Baumstamm. Die Fotos wurden mit Adobe-Photoshop-Lightroom 6 in die Standardformate 8bit.jpg und 16bit.DNG überführt und zusammen mit den Originalnegativen übergeben. Diese Bilder dienen nur der Orientierung. Eine sichere Artansprache von Flechten anhand von Fotos ist nicht möglich.

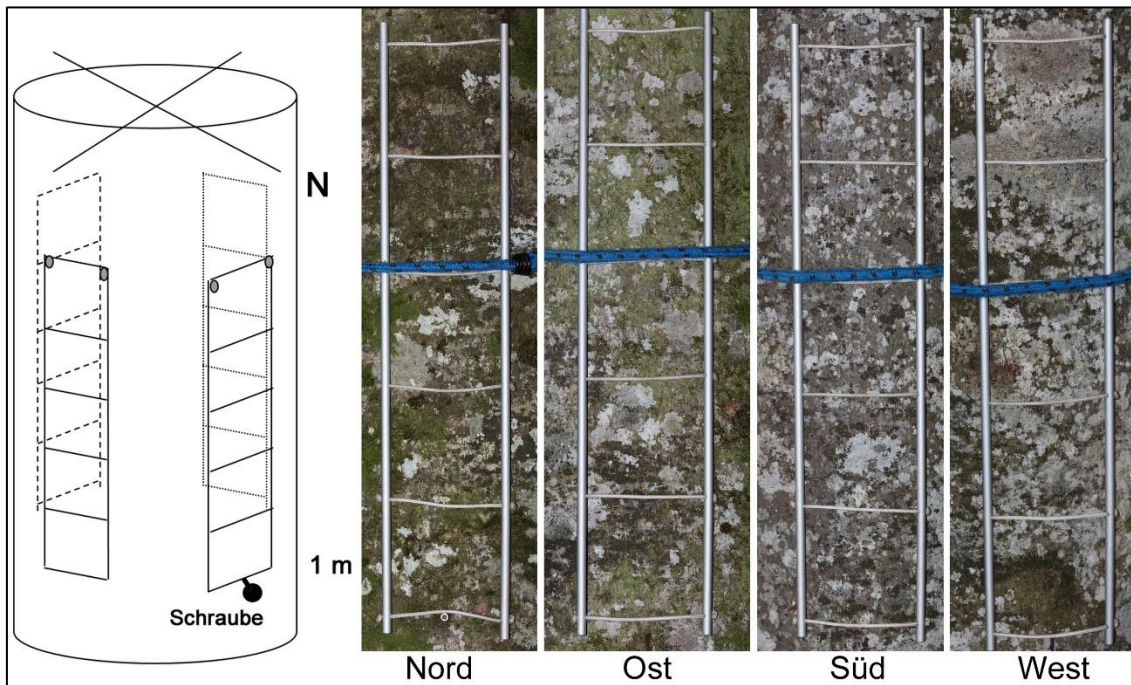


Abbildung 2-2: Aufnahme der Flechtenfrequenz nach STOFER et al. (2003; "EU-Methode").

Die Fotos zeigen die Aufnahmegitter am Flechtenbaum F1 in der Fläche 1110 Wehingen, einer Buche mit der Datenbanknummer 11101.

3 Ergebnisse

3.1 VERÄNDERUNG DES FLECHTENARTENSPEKTRUMS SEIT 1986

Seit 1986 sind auf den 21 Waldflächen an den Stämmen lebender Bäume 237 Flechtenarten registriert worden, was 18 % der für dieses Bundesland angegebenen Gesamtzahl von 1287 Flechten (WIRTH 2008) entspricht. Dies ist ein unerwartet hoher Anteil angesichts der engen Beschränkung auf das Substrat Baumstamm bis in Blickhöhe und der relativ geringen Heterogenität und Gesamtgröße der untersuchten Waldflächen. Zusätzlich wurden elf nicht- oder fakultativ-lichenisierte bzw. flechtenbewohnende ("lichenicole") Pilze nachgewiesen, die traditionell von Lichenologen mitbearbeitet werden. Tabelle 3-1 enthält für alle Arten die Angaben zum Gefährdungsgrad in Baden-Württemberg sowie zur Eignung als Indikator für Klimawandelfolgen oder zur Bindung an historisch alte Waldstandorte. Im nachfolgenden Text sowie in Abbildungen und Tabellen werden alle Artnamen kursiv geschrieben und auf die Angabe der Autoren verzichtet. Abbildung 3-1 und Abbildung 3-2 veranschaulichen den zeitlichen Verlauf der Entwicklung der Flechtenartenzahl im Projekt bzw. der Anzahl der Arten in einer der Gefährdungskategorien der Roten Liste der Flechten Baden-Württembergs (WIRTH 2008) seit 1986.

Die vier Standorte 1140 Zwiefalten, 1211 Stuttgart, 1292 Eppingen und 1341 Eberbach wurden nicht durchgehend zu allen Zeitpunkten seit Beginn des Projektes 1986 untersucht. Für Eberbach und Eppingen liegen Daten für alle Zeitpunkte ab 1996 vor, für Stuttgart ab 2002. Der Standort Zwiefalten wurde nur 1996 nicht untersucht. Die Standorte 1190 Aalen_ALT und 1410 Schönau_ALT wurden 2011 durch neue Flächen in der unmittelbaren Nähe ersetzt. Die 2011 an den neuen Standorten 1191 Aalen und 1411 Schönau erhobenen Daten wurden beispielsweise für die Berechnung und grafische Darstellung von zeitlichen Verläufen anstelle der Daten der Altstandorte aus dem Jahr 2009 verwendet. Entsprechend wurde mit dem Standort 1500 Karlsruhe-Hardtwald verfahren, der statt 2009 erst 2011 untersucht wurde. Je nach Fragestellung werden daher entweder die Daten aller 21 im Sommer 2018 untersuchten Standorte verwendet oder nur jene Standorte berücksichtigt, für die zu allen Zeitpunkten Daten vorliegen.

Beobachtungen zum Artenspektrum:

- Die dynamische Entwicklung der Flechtenartendiversität an den Waldstandorten zeigt die Grafik in Abbildung 3-1 für 17 seit Beginn des Projektes durchgehend untersuchte Standorte. Nach verhaltenem Beginn wurden bereits 1996 hochsignifikant ($p < 0,0003$) mehr Flechtenarten nachgewiesen als 1991. Der Anstieg der mittleren Artenzahl pro Waldfläche verläuft stetig linear ($R^2 = 0,98$). Auch 2018 wurden gegenüber der Voruntersuchung von 2015 hochsignifikant mehr Arten pro Waldfläche registriert ($p < 0,0005$; Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben).
- 2018 wurden in den Pufferzonen der 21 Waldflächen und in deren unmittelbarer Umgebung insgesamt 188 Flechtenarten und sechs nicht-lichenisierte bzw. lichenicole Pilzarten registriert. Das bedeutet 14 Flechtenarten mehr als 2015. Der jährliche Anstieg von im Mittel +3,8 zumindest auf Gattungsniveau angesprochener Flechtenarten im Zeitraum 1991 bis 2015 setzt sich damit nicht nur fort, sondern seit 2015 sind sogar 4,7 Arten pro Jahr hinzugekommen.

- 1986 wurden 18 der 21 Standorte untersucht und dabei 74 Flechtenarten registriert, von denen 65 (27 % von 237) seither in mindestens sechs nachfolgenden Erhebungen wieder nachgewiesen wurden. Andererseits sind 49 (20,7 %) der bisher insgesamt registrierten Flechtenarten 2018 nicht mehr angetroffen worden. Abgesehen von *Arthonia byssacea*, *Biatora chrysantha*, *Biatoridium monasteriense*, *Calicium viride*, *Hypogymnia tubulosa* und *Usnea subfloridana* handelt es sich dabei um Flechtenarten, die mehrheitlich nur einmal registriert wurden. Die meisten davon sind generell selten im Waldesinneren zu beobachten. *Physconia entheroxantha* und, in noch stärkerem Ausmaß, *Physconia grisea*, *Physciella chloantha*, *Xanthoria candelaria* oder *X. polycarpa* sind sogar nährstoffolerante Halblichtzeiger, die man unten im geschlossenen Bestand eigentlich nicht erwartet. *Lecanora albellula*, *Parmeliella triptophylla*, *Pertusaria multipuncta* und *Trapeliopsis viridescens* wiederum sind zum untersuchten Lebensraum passende Zufallsfunde. Alle vier gelten in Baden-Württemberg als sehr selten, im Rückgang befindlich und vom Aussterben bedroht (WIRTH 2008). An dieser Stelle ist auch nochmal anzumerken, dass bei den Artenerhebungen oft eine oder mehrere Arten aus einer Voruntersuchung nicht wiedergefunden werden, während zwischenzeitlich nicht mehr registrierte oder bisher noch nie am Standort nachgewiesene Arten neu hinzukommen.
- Während die Flechtenartendiversität seit 1986 auf das 2,5fache angestiegen ist, hat sich die Anzahl der Arten, die in der Roten Liste der Flechten Baden-Württembergs mindestens als gefährdet eingestuft sind oder auf der Vorwarnliste stehen oder über deren mögliche Gefährdung die Datenlage noch unklar ist (WIRTH 2008; WIRTH *et al.* 2013) von 22 auf 85 Arten vervierfacht. Die Flechtenflora wird somit heute deutlich weniger von ungefährdeten und zumeist weit verbreiteten Arten bestimmt.
- Von den 2018 registrierten 188 Flechtenarten sind lediglich 103 (55 %) als "nicht gefährdet" eingestuft (Kategorie *). Für 19 Arten (10 %) ist die "Datenlage unzureichend" (D), weiter 25 Arten (13%) stehen auf der "Vorwarnliste" (V), 18 Arten (9,6 %) gelten als "gefährdet" (Kategorie 3), 11 Arten (5,9 %) als "stark gefährdet" (Kategorie 2), acht Arten (4,3 %) als "vom Aussterben bedroht" (Kategorie 1) und eine Art, *Lecidea nylanderii*, gilt als "verschollen" (Kategorie 0). Die drei Flechten *Lecanora thysanophora* (Abbildung 3-3), *Lecidea pullata* und *Szczawinskia tsugae* (Abbildung 3-4) werden in der Roten Liste nicht aufgeführt. *L. pullata* wurde bereits 1996 im Projekt nachgewiesen. *L. thysanophora* gilt in Deutschland als sehr selten. Sie besiedelt Laubbäume in luftfeuchten, niederschlagsreichen, montanen Lagen, z. B. naturnahe Buchen- und Buchen-Tannenwälder (WIRTH *et al.* 2013). Diese Art wurde vom Autor bisher zweimal an alten Waldstandorten in den Alpen und den Vogesen nachgewiesen und wird von WIRTH *et al.* (2009) als Zeigerart für historisch alte Waldstandorte eingestuft. *Szczawinskia tsugae* (an *Acer campestre*, 1300 Künzelsau, leg. & det. Aptroot 2018) ist offenbar das erste bekannte Vorkommen dieser Art in Europa.
- Fast alle, nämlich zehn der insgesamt elf in Tabelle 3-1 aufgeführten Pilze, sind in Baden-Württemberg als gefährdet eingestuft (WIRTH 2008; WIRTH *et al.* 2013). Auf den Waldflächen erstmals nachgewiesen wurden *Caliciopsis ventricosa* (an *Abies alba*, 1411 Schönau; für Deutschland aus Bayern belegt; 1894 leg. Lederer; GARRIDO-BENAVENT & PÉREZ-ORTEGA 2015), *Chaenothecopsis pusilla* und *Cyrtidula quercus*.

Bemerkenswert unter den 15 Flechtenarten, die ausschließlich 2018 nachgewiesen wurden, sind, zusätzlich zu den zuvor genannten Arten *Lecanora thysanophora* und *Szczawinskia tsugae*, die Flechten *Arthonia*

muscigena, *Coniocarpum cinnabarinum* (Abbildung 3-5), *Gyalecta truncigena* (Abbildung 3-6), *Ochrolechia subviridis*, *Pertusaria ophthalmiza* und *Pertusaria pupillaris*, allesamt in Baden-Württemberg zumindest als stark gefährdet (Kategorie 2) eingestufte Arten oder solche mit unzureichender Datenlage. In Abbildung 3-7 bis Abbildung 3-10 werden beispielhaft einige im Projekt insgesamt seltene, weil auf die Hochlagen beschränkten, Arten vorgestellt.

- Von den 188 aktuell nachgewiesenen Flechtenarten sind 21 (11 %) sogenannte Klimawandelindikatoren (VDI 2017), also vom gegenwärtigen Klimawandel in Deutschland profitierende Arten. Vier bzw. 13 Flechtenarten sind in Europa submediterranean-subatlantisch-gemäßigt ("ssg") bzw. gemäßigt-mediterran verbreitet ("gme"; APTROOT & SPARRIUS 2009; BLWG 2011). 28 Flechtenarten beherbergen Algen der Gattung *Trentepohlia* als Photobiont. Diese Arten können ebenso, wie solche warmgetönter Klimazonen, als Indikatoren für die Folgen des Klimawandels herangezogen werden, siehe hierzu Kap. 3.8. und den Monitoringbericht zum Klimaschutzgesetz Baden-Württemberg (UM/LUBW 2017).
- 22 der aktuell nachgewiesenen Flechtenarten (12 %) zeigen eine "starke" (Kategorie A) und 13 (7 %) eine „mäßig starke“ Bindung (Kategorie (A)) an historisch alte Waldstandorte (WIRTH *et al.* 2009). Von allen bisher nachgewiesenen Flechtenarten zeigen 44 (19 %) eine Bindung an alte Waldstandorte. Auch drei der an den Bäumen bisher nachgewiesenen Pilze sind eng altwaldgebunden und werden zur Bonitierung der Waldstandorte verwendet (Kapitel 3.3).
- Parallel zur Arbeit von WIRTH *et al.* (2009) haben SCHMIDT *et al.* (2011) eine Waldartenliste erarbeitet, die zusätzlich zu Höheren Pflanzen und Moosen auch die Waldbindung von Flechten in verschiedene Kategorien einteilt (BÜLTMANN *et al.* 2011). Im Unterschied zu WIRTH *et al.* (2009) wird keine Aussage zur Bindung der Arten an die ökologische Kontinuität der Waldstandorte getroffen. Nach dieser Liste kommen von den 2018 registrierten 188 Flechtenarten 64 (entsprechend 34 %) in geschlossenen Wäldern vor (Kategorie F1.1), sechs Arten (3 %) an Waldrändern und Waldverlichtungen (Kategorie F1.2) und 89 (47 %) Arten sowohl im Wald wie im Offenland (Kategorie F2.1). Weitere 20 (11 %) kommen auch im Wald vor, haben aber ihren Schwerpunkt im Offenland (Kategorie F2.2). Für neun Arten (5 %) enthält die Liste keine Angaben. Keine der Flechten ist als Offenlandart eingestuft.

Fazit: Das Spektrum der Flechtenarten auf den 21 Waldstandorten ist seit Beginn des Projektes kontinuierlich immer reichhaltiger geworden und beinhaltet heute fast ein Fünftel aller in Baden-Württemberg überhaupt bekannten Arten, darunter eine stetig zunehmende Anzahl seltener bzw. gefährdeter Flechten und sogar einige im Bundesland zuvor noch nicht nachgewiesene Arten. Die zeitliche und räumliche Entwicklung der Flechtenartenzahl insgesamt, die Zunahme der für alte Waldstandorte typischen Arten sowie der vom aktuellen Klimawandel profitierenden Flechten wird in nachfolgenden Kapiteln für die Bonitierung der Immissionsbelastung der Standorte bzw. zur Darstellung von Wirkungen des Klimawandels herangezogen.

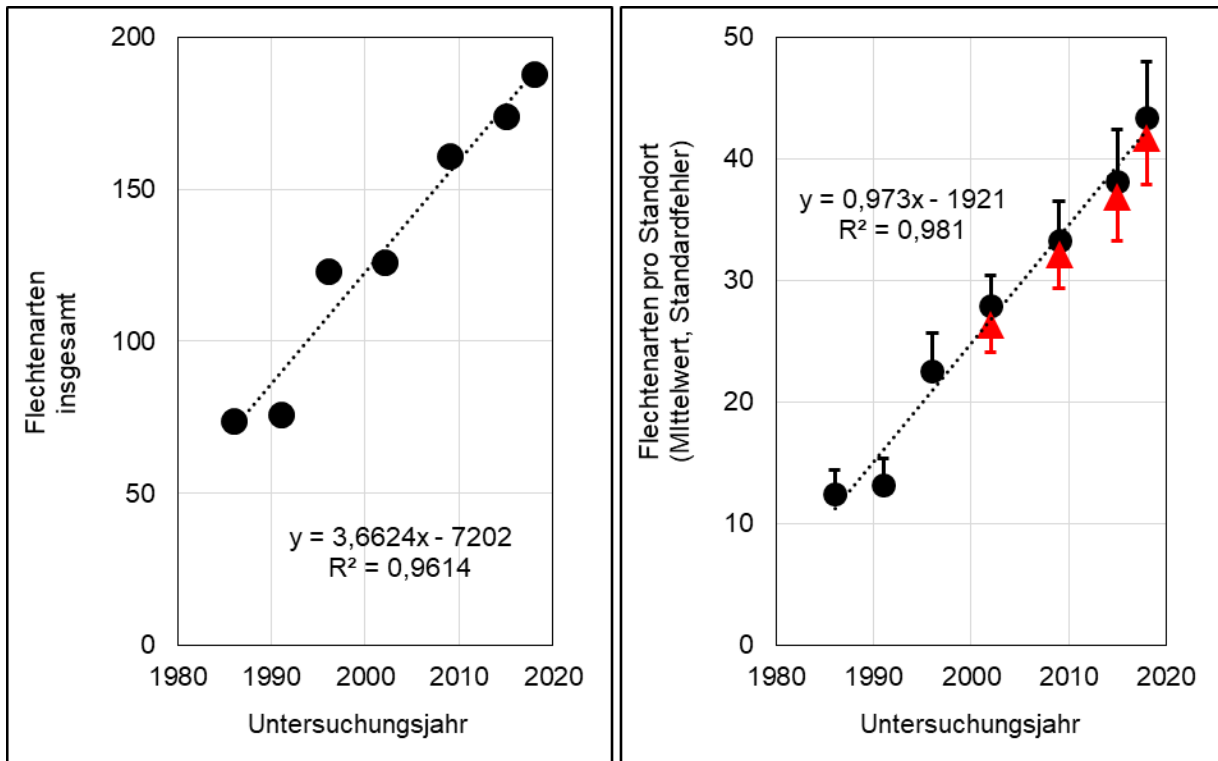


Abbildung 3-1: Veränderung der Anzahl epiphytischer Flechten an den seit 1986 durchgehend untersuchten 17 Waldstandorten.

Datengrundlage: Gesamtartenspektrum der Pufferzonen im jeweiligen Untersuchungsjahr ohne flechtenähnliche Pilze. Schwarze Datenpunkte: Daten der 17 seit 1986 durchgehend untersuchten Waldstandorte, also ohne Zwiefalten, Stuttgart, Eppingen und Eberbach. Die Daten der Standorte Aalen bzw. Schönau "alt" (1190 bzw. 1410) und "neu" (1191 bzw. 1411) wurden zusammengeführt und zudem für diese beiden, jeweils unmittelbar benachbarten Standorte sowie für den Standort 1500 Karlsruhe-Hardtwald die Werte von 2011 für den Zeitpunkt 2009 verwendet. Dargestellt sind Gesamtartenzahlen bzw. Mittelwerte mit Standardfehler sowie die lineare Regression. Seit 1991 ist die Anzahl der Flechtenarten bis zur jeweils nächsten Erhebung immer statistisch signifikant angestiegen ($p < \text{oder } \ll 0,02$; Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben). Die roten Dreiecke geben zum Vergleich die entsprechenden Ergebnisse für alle 21 Standorte und den Zeitraum 2002 bis 2018 wieder, ebenfalls als Mittelwerte mit Standardfehler. Aufgrund der geringeren Flechtenartenvielfalt an den hinzugenommenen Standorten fallen die mittleren Flechtenartenzahlen für alle 21 Standorte etwas geringer aus.

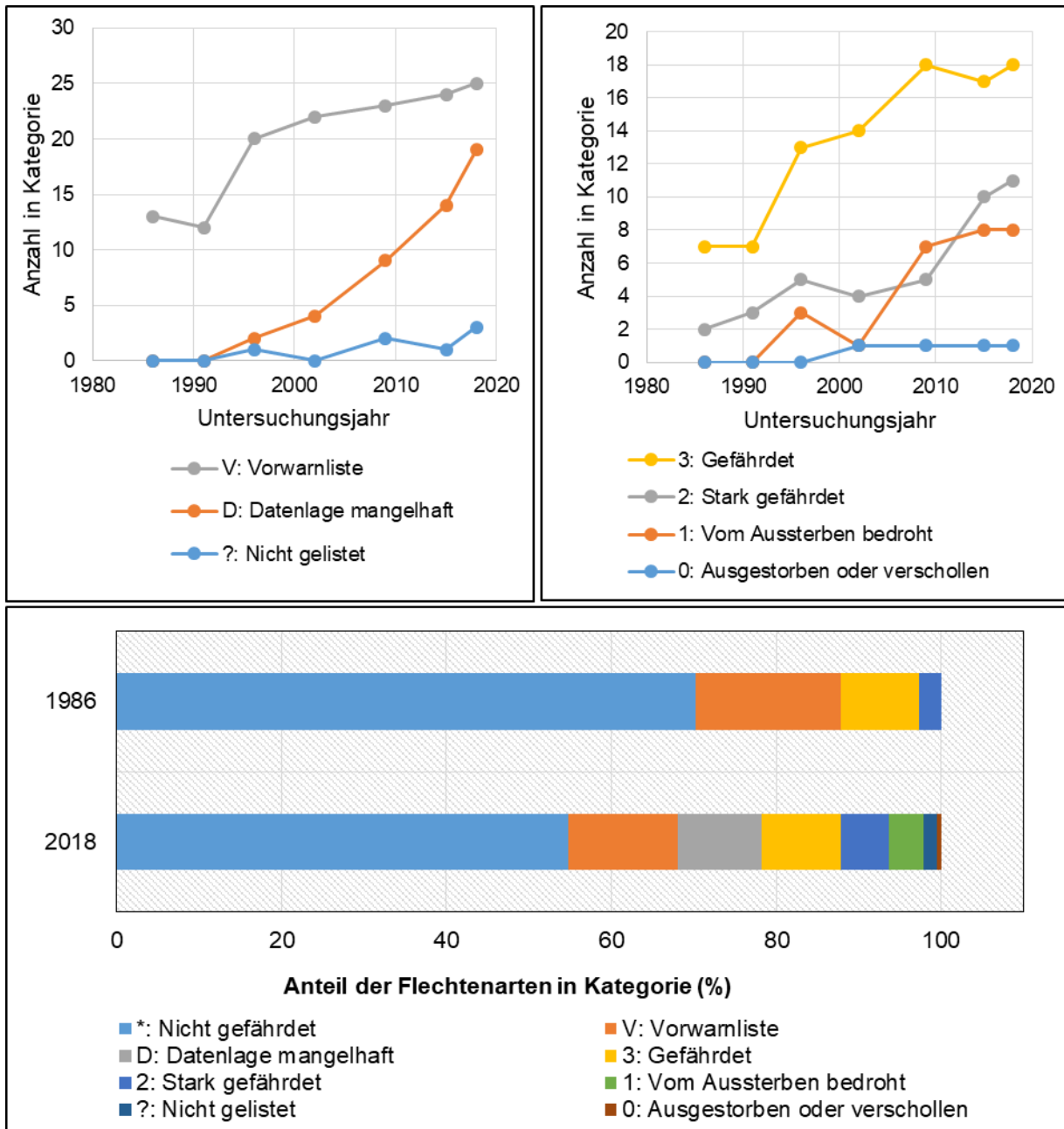


Abbildung 3-2: Veränderung der Anzahl der Flechtenarten mit Einstufung in eine der Gefährdungskategorien der Roten Liste seit 1986.

Datengrundlage: Flechtenartenspektrum aller im jeweiligen Untersuchungsjahr untersuchten Standorte. Aufgetragen ist die Anzahl der Flechtenarten bzw. ihr prozentualer Anteil am Flechtenartenspektrum und ihre Einstufung in eine der Gefährdungskategorien gemäß Roter Liste und Artenverzeichnis der Flechten Baden-Württembergs (Wirth 2008). Nicht gelistet: Für diese Arten enthält das Artenverzeichnis keinen Eintrag.



Abbildung 3-3: *Lecanora thysanophora*, Weißfaserige Kuchenflechte.

Diese Flechte wurde 2018 erstmals an den Standorten 1370 Murgschifferschaft und 1400 Donaueschingen gefunden. Foto: NJ Stapper.

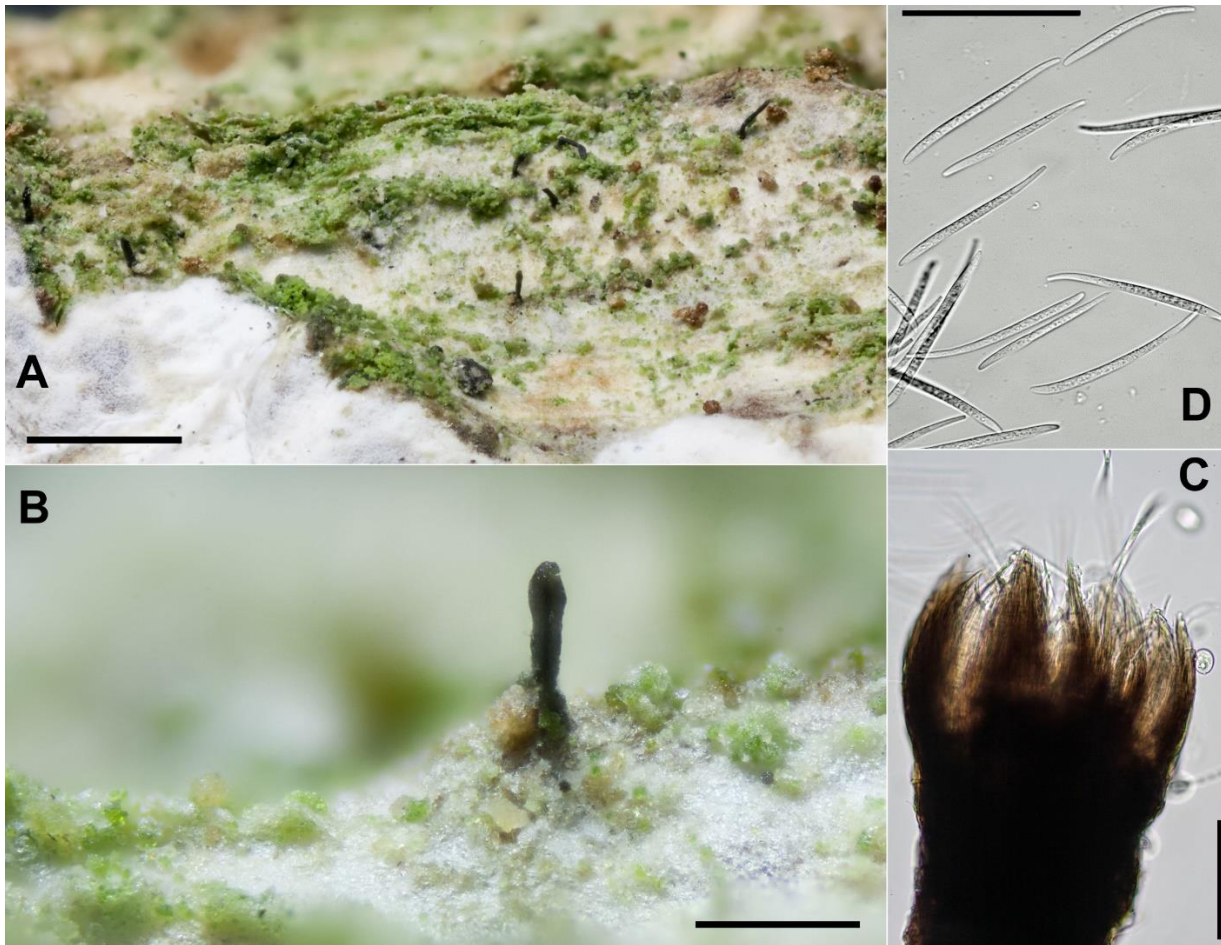


Abbildung 3-4: *Szczawinskia tsugae* an *Acer campestre* am Waldstandort 1300 Künzelsau.

Mikroflechte aus dünnem, körnigem Thallus mit gestielten Pycnidien. A: Übersichtsbild, Balken: 1 mm. B: Hyphohore mit endständiger Pycnidie, Balken: 200 µm. C: Pycnidie in Wasser, Durchlichtaufnahme; der aus längsparallelverlaufenden Hyphen bestehende Stiel enthält keine Algen und kein auf Kaliumhydroxid reagierendes Pigment; Balken: 50 µm. D: Pycnosporen, nadelförmig, septiert, über 50 µm lang. *Szczawinskia tsugae* (amerikanisch: Pacific elfclub, "Pazifische Elfenkeule") besiedelt offene Wälder in feuchten Küstengebieten Nordamerikas. Es ist eine von weltweit vier bisher bekannten Arten der Gattung, von denen in Europa (Norwegen) bisher nur *S. leucopoda* mit bleichen Stielen vorkommt (Øvstedal & Gremmen 2010). Mikro- und Makrofotos: NJ Stapper.

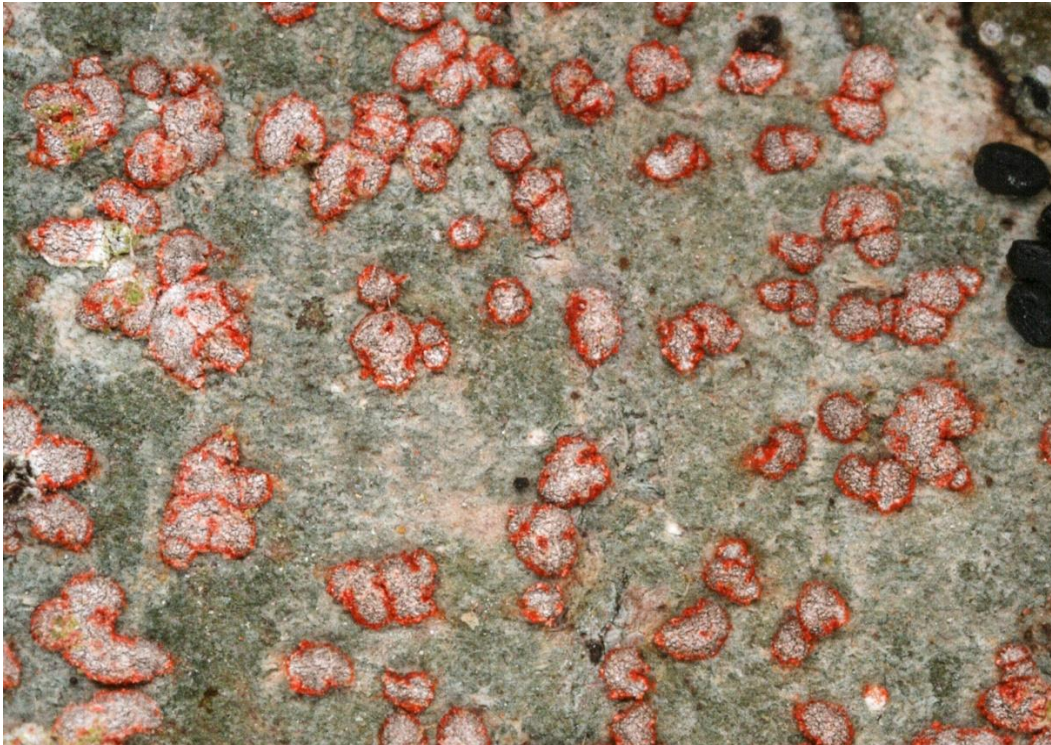


Abbildung 3-5: *Coniocarpon cinnabarinum*, Zinnoberrote Fleckflechte, am Standort 1440 Freiburg.

Dieses Exemplar der in Baden-Württemberg seltenen "Zinnoberroten Fleckflechte" wurde 2018 am Waldstandort 1440 Freiburg an der Stammbasis eines Bergahornbaumes nachgewiesen. Lange Bildkante: 8 mm. Foto: NJ Stapper.

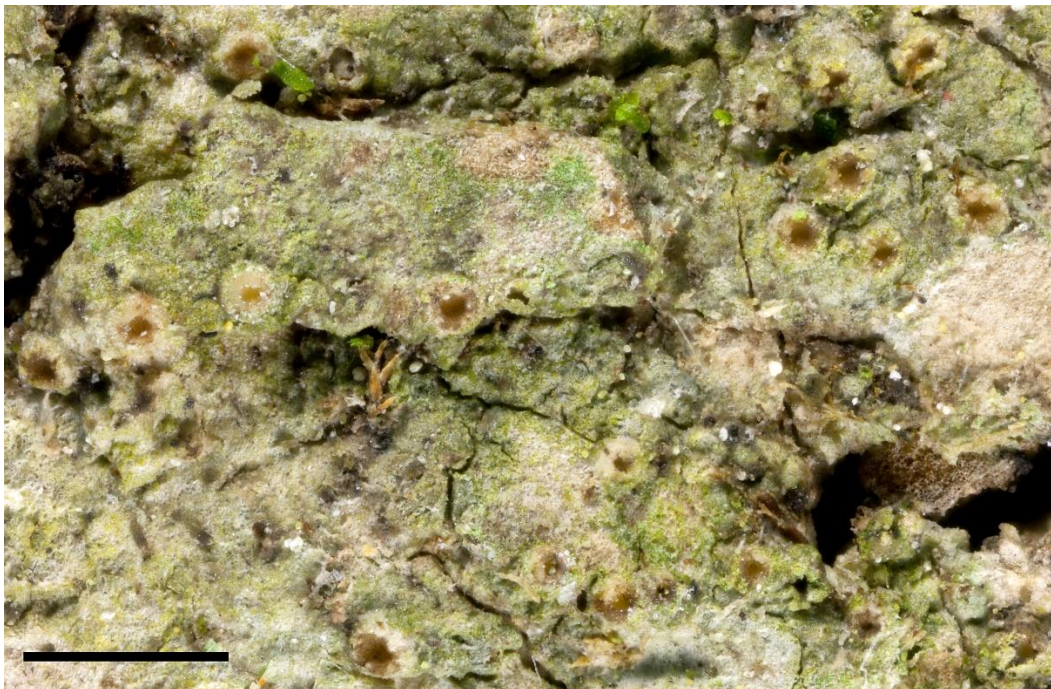


Abbildung 3-6: *Gyalecta truncigena*, Gestutzte Grubenflechte, am Standort 1300 Künzelsau.

Diese in Baden-Württemberg sehr seltene und vom Aussterben bedrohte Krustenflechte wurde am Standort Künzelsau an Eschenborke nachgewiesen. Die gelbgrüne Farbe des Lagers stammt von den durchscheinenden goldgelben *Trentepohlia*-Algen. Kalibrierbalken: 1 mm. Foto: NJ Stapper.



Abbildung 3-7: *Lobaria pulmonaria*, Echte Lungenflechte, am Standort 1411 Schönau.

Dieses Vorkommen an einer Buche wurde bereits 2011 am Standort 1411 Schönau gefunden. Foto: NJ Stapper.



Abbildung 3-8: *Sphaerophorus globosus*, Korallen-Kugelträger, am Standort 1411 Schönau.

Dieses Vorkommen an einer Buche wurde bereits 2011 am Standort 1411 Schönau gefunden. Foto: NJ Stapper.



Abbildung 3-9: *Mycoblastus sanguinarius*, Blutflechte, am Standort 1370 Murgschifferschaft.

Diese Krustenflechte wächst an saurem Gestein oder an saurer Borke in feuchten Gebirgslagen. Das hier gezeigte, auf Fichtenborke lebende Exemplar wurde am Waldstandort 1370 Murgschifferschaft aufgenommen. Im Projekt wurde *M. sanguinarius* nur an diesem Standort gefunden. Durch Fraßschäden wird das rote Pigment im Mark der Apothecien sichtbar, daher der deutsche Namen "Blutflechte". Lange Bildkante: 12 mm. Foto: NJ Stapper.



Abbildung 3-10: *Arthonia leucopellaea*, Pelzige Fleckflechte, am Standort 1370 Murgschifferschaft.

Typische Krustenflechte naturnaher (hoch-)montaner Nadelwälder. Das hier gezeigte Material wurde am Waldstandort 1370 Murgschifferschaft an Tannenborke nachgewiesen. Lange Bildkante: 6,4 mm. Foto: NJ Stapper.

Tabelle 3-1: Liste der seit 1986 an den 21 Waldstandorten an Borken lebender Bäume nachgewiesenen Flechtenarten und flechtenähnlichen Pilze.

Datengrundlage: Inventar der 21 Waldstandorte im Sommer 2018 und in vorausgegangenen Untersuchungen seit 1986 auf Basis der von der LUBW bereitgestellten Daten.

Spalte 1: Artnamen mit Autorenangabe, die Nomenklatur der Flechten folgt weitgehend WIRTH et al. (2013); Flechten und Pilze getrennt alphabetisch sortiert.

Spalte 2: Rote-Liste-Status in Baden-Württemberg (WIRTH 2008); 0= ausgestorben oder verschollen; 1= vom Aussterben bedroht; 2= stark gefährdet; 3= gefährdet; V= Vorwarnliste; *= nicht gefährdet; D= Datenlage unzureichend; ?= nicht aufgeführt, ggf. möglicherweise im Bundesland noch nicht registriert.

Spalte 3: Mit "VDI" gekennzeichnet sind in Deutschland durch den Klimawandel in ihrer Ausbreitung geförderte Arten gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017), auch "Klimawandelindikator (KWI)" genannt.

Spalte 4: BZ= Biomzone, Verbreitungsgebiet der Art nach Angaben in der niederländischen Flechten-Checkliste, hier nur für "gemäßigt-mediterran" (gme) oder "submediterranean-subatlantisch-gemäßigt" (ssg) verbreitete Flechten (APTROOT & SPARRIUS 2009; BLWG 2010).

Spalte 5: TP= Flechten mit Photobiont Trentepohlia sind mit einem "t" gekennzeichnet.

Spalte 6: Waldarten (WA), Arten mit starker (Kategorie A) oder mäßig starker (Kategorie (A)) Bindung an historische alte Wälder (Wirth et al. 2009).

Spalte 7: Waldbindung der Flechtenarten in Deutschland (BÜLTMANN et al. 2011); F1.1= geschlossener Wald; F1.2= Waldränder und Waldverlichtungen; F2.1= Wald wie Offenland; F2.2= auch Wald, aber Schwerpunkt Offenland.

Spalten 8 bis 15: Ein Punkt in einer Spalte gibt an, dass die Art im jeweiligen Untersuchungsjahr (86 = 1986, 02 = 2002 usw.) im Projekt nachgewiesen wurde, also Bestandteil des jeweiligen Gesamtartenspektrums ist. 2011 wurden nur die drei Standorte 1191 Aalen, 1411 Schönau und 1500 Karlsruhe (Hardtwald) untersucht.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Artnamen taxonomisch	RL	KWI	BZ	TP	WA	D	86	91	96	2	9	11	15	18
FLECHTEN														
<i>Arthonia atra</i> (Pers.) A. Schneid.	*			t		F1.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Acrocordia gemmata</i> (Ach.) A. Massal.	V			t		F1.1			•	•	•		•	•
<i>Agonimia repleta</i> Czarnota & Coppins	?				(A)	F1.1					•			
<i>Alyxoria varia</i> (Pers.) Ertz & Tehler	V			t		F2.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Amandinea punctata</i> (Hoffm.) Coppins & Scheid.	*					F2.2	•	•	•	•	•		•	•
<i>Anisomeridium polypori</i> (Ellis & Everh.) M. E. Barr	*			t		F2.1					•	•	•	•
<i>Arthonia byssacea</i> (Weigel) Almq.	3			t	A	F1.1	•	•	•	•				
<i>Arthonia didyma</i> Körb.	*			t		F1.1			•	•	•		•	•
<i>Arthonia dispersa</i> (Schrad.) Nyl.	V			t		F2.1				•				
<i>Arthonia leucopellaea</i> (Ach.) Almq.	1			t	A	F1.1					•		•	•
<i>Arthonia muscigena</i> Th. Fr.	D					F2.1								•
<i>Arthonia punctiformis</i> Ach.	3					F2.1	•							
<i>Arthonia radiata</i> (Pers.) Ach.	*			t		F1.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Arthonia ruana</i> A. Massal.	*	VDI		t		F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Arthonia spadicea</i> Leight.	*			t		F1.1			•	•	•	•	•	•
<i>Arthonia vinosa</i> Leight.	*			t	(A)	F1.1			•	•	•		•	•
<i>Bacidia arceutina</i> (Ach.) Arnold	V					F2.1						•		•
<i>Bacidia circumspecta</i> (Nyl. ex Vain.) Malme	1				A	F1.1					•		•	•
<i>Bacidia rubella</i> (Hoffm.) A. Massal.	V					F2.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Bacidia subincompta</i> (Nyl.) Arnold	3				(A)	F1.1				•	•		•	•
<i>Bacidina adastrata</i> (Sparrius & Aptroot) M. Hauck & V. Wirth	D					F2.1								•
<i>Bacidina arnoldiana</i> (Körb.) V. Wirth & Vězda	*					F2.1			•					
<i>Bacidina delicata</i> (Larbal. & Leight.) V. Wirth & Vězda	*					F2.2							•	•
<i>Bacidina neosquamulosa</i> (Aptroot & Herk) S. Ekman	*	VDI				F2.1						•	•	•

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Artnamen taxonomisch	RL	KWI	BZ	TP	WA	D	86	91	96	2	9	11	15	18	
<i>Bacidina sulphurella</i> (Samp.) M. Hauck & V. Wirth	*													•	•
<i>Bactrospora dryina</i> (Ach.) A. Massal.	2	VDI		t	A	F1.1			•	•	•		•	•	
<i>Baeomyces rufus</i> (Huds.) Rebent.	*					F2.2			•	•					
<i>Biatora chrysantha</i> (Zahlbr.) Printzen	3					F1.1			•		•		•		
<i>Biatora efflorescens</i> (Hedl.) Räsänen	3				A	F1.1				•	•	•	•	•	
<i>Biatora globulosa</i> (Flörke) Fr.	V					F2.1				•	•		•	•	
<i>Biatora helvola</i> Körber ex Hellbom	3				A	F1.1			•					•	
<i>Biatoridium monasteriense</i> Lahm ex Körb.	3					F1.2			•	•	•				
<i>Bryoria capillaris</i> (Ach.) Brodo & D. Hawksw.	V					F2.1				•		•	•	•	
<i>Bryoria fuscescens</i> (Gyeln.) Brodo & D. Hawksw.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Buellia disciformis</i> (Fr.) Mudd	2					F1.1					•		•	•	
<i>Buellia griseovirens</i> (Turner & Borrer ex Sm.) Almb.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Buellia schaeereri</i> De Not.	D					F1.1							•	•	
<i>Calicium adpersum</i> Pers.	V				A	F1.2					•		•		
<i>Calicium glaucellum</i> Ach.	*					F2.1			•					•	
<i>Calicium parvum</i> Tibell	D					F1.1			•	•			•	•	
<i>Calicium salicinum</i> Pers.	V					F2.1	•	•	•		•			•	
<i>Calicium spec.</i>											•				
<i>Calicium viride</i> Pers.	3					F2.1			•	•	•		•		
<i>Caloplaca herbidella</i> (Hue) H. Magn.	2				A	F1.1	•	•		•			•	•	
<i>Caloplaca holocarpa</i> (Hoffm.) A. E. Wade	*					F2.2					•				
<i>Caloplaca lucifuga</i> G. Thor	3				(A)	F1.2					•		•	•	
<i>Caloplaca obscurella</i> (Lahm ex Körb.) Th. Fr.	*					F2.2					•		•	•	
<i>Candelaria concolor</i> (Dicks.) Stein	*					F2.2								•	
<i>Candelariella reflexa</i> (Nyl.) Lettau	*					F2.1					•	•	•	•	
<i>Candelariella xanthostigma</i> (Pers. ex Ach.) Lettau	*					F2.2	•	•	•	•	•		•	•	
<i>Cetrelia chicitae</i> W. L. Culb. & C. F. Culb.	2				A	F1.2							•	•	
<i>Cetrelia monachorum</i> (Zahlbr.) W. L. Culb. & C. F. Culb.	3				A	F1.1						•	•	•	
<i>Cetrelia olivetorum</i> (Nyl.) W. L. Culb. & C. F. Culb.	3				A		•	•	•	•	•		•	•	
<i>Chaenotheca brachypoda</i> (Ach.) Tibell	2					F1.1								•	
<i>Chaenotheca chlorella</i> (Ach.) Müll. Arg.	1				A	F1.1						•	•		
<i>Chaenotheca chrysocephala</i> (Turner ex Ach.) Th. Fr.	*					F2.1	•	•	•	•	•		•	•	
<i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner ex Sm.) Mig.	*					F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•	
<i>Chaenotheca furfuracea</i> (L.) Tibell	V				(A)	F1.1				•	•		•	•	
<i>Chaenotheca stemonea</i> (Ach.) Müll. Arg.	D				(A)	F1.1					•		•	•	
<i>Chaenotheca trichialis</i> (Ach.) Th. Fr.	V				(A)	F1.1			•	•	•	•	•	•	
<i>Chrysothrix candelaris</i> (L.) J. R. Laundon	V				(A)	F1.1	•	•	•	•	•		•	•	
<i>Cladonia caespiticia</i> (Pers.) Flörke	3					F1.2					•		•	•	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Artnamen taxonomisch	RL	KWI	BZ	TP	WA	D	86	91	96	2	9	11	15	18
<i>Cladonia cenotea</i> (Ach.) Schaer.	V					F2.1				•				
<i>Cladonia chlorophaea</i> (Sommerf.) Spreng.	*						•		•	•	•		•	•
<i>Cladonia coccifera</i> (L.) Willd.	*					F2.2							•	
<i>Cladonia coniocraea</i> (Flörke) Sprengel	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cladonia digitata</i> (L.) Hoffm.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.	*					F2.1				•	•	•	•	•
<i>Cladonia grayi</i> Sandst.	*									•				
<i>Cladonia polydactyla</i> (Flörke) Spreng.	*					F1.2	•		•	•	•	•	•	•
<i>Cladonia pyxidata</i> (L.) Hoffm. subsp. <i>pyxidata</i>	*					F2.1			•	•		•	•	•
<i>Cladonia ramulosa</i> (With.) J. R. Laundon	*					F2.1					•			
<i>Cladonia spec.</i>								•	•					
<i>Cladonia squamosa</i> (Scop.) Hoffm.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cladonia sulphurina</i> (Michx.) Fr.	3					F2.1				•				
<i>Cliostomum griffithii</i> (Sm.) Coppins	1					F1.2					•		•	•
<i>Coenogonium pineti</i> (Schrad.) Lücking & Lumbsch	*			t		F1.1		•	•	•	•	•	•	•
<i>Coniocarpon cinnabarinum</i> DC.	2	VDI		t	(A)	F1.1								•
<i>Dendrographa decolorans</i> (Turner & Borrer ex Sm.) Ertz & Theler	V	VDI	ssg	t	A	F1.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Fellhanera bouteillei</i> (Desm.) Vězda	1	VDI	gme			F2.1						•		•
<i>Fellhanera viridisorediata</i> Aptroot, M. Brand & Spier	D					F2.1				•	•		•	•
<i>Flavoparmelia caperata</i> (L.) Hale	*	VDI	gme			F2.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Fuscidea cyathoides</i> (Ach.) V. Wirth & Vězda	3				A	F2.1					•	•	•	•
<i>Graphis scripta</i> (L.) Ach.	*			t		F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Gyalecta fagicola</i> (Hepp) Kremp.	2			t	A	F2.1							•	•
<i>Gyalecta truncigena</i> (Ach.) Hepp	1			t		F2.1								•
<i>Halecania viridescens</i> Coppins & P. James	*	VDI	gme			F1.2							•	•
<i>Hyperphyscia adglutinata</i> (Flörke) H. Mayrhofer & Poelt	*		gme			F2.2							•	•
<i>Hypocenomyce caradocensis</i> (Leight. ex Nyl.) P. James & Gotth. Schneid.	*					F2.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Hypocenomyce scalaris</i> (Ach. ex Lilj.) M. Choisy	*					F2.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Hypogymnia farinacea</i> Zopf	*					F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaer.) Hav.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•		
<i>Hypogymnia vittata</i> (Ach.) Parrique	3					F1.1					•			•
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i> (Krog & Swinscow) Krog & Swinscow	*	VDI	ssg			F2.1						•	•	•
<i>Hypotrachyna revoluta</i> (Flörke) Hale	2	VDI	gme			F2.1						•	•	•
<i>Imshaugia aleurites</i> (Ach.) S. L. F. Mey.	*					F2.1			•	•	•		•	•

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Artnamen taxonomisch	RL	KWI	BZ	TP	WA	D	86	91	96	2	9	11	15	18
<i>Jamesiella anastomosans</i> (P. James & Vězda) Lücking, Sérus.& Vezda	*		ssg			F2.1			•	•	•	•	•	•
<i>Lecanactis abietina</i> (Ach.) Körb.	V			t	(A)	F1.1					•		•	•
<i>Lecania croatica</i> (Zahlbr.) Kotlov	D					F1.1					•		•	•
<i>Lecania cyrtella</i> (Ach.) Th. Fr.	*					F2.2					•			•
<i>Lecania naegelii</i> (Hepp) Diederich & van den Boom	*					F2.1					•		•	•
<i>Lecanora albella</i> (Pers.) Ach.	V					F1.1			•	•	•		•	•
<i>Lecanora albellula</i> Nyl.	1					F2.1					•			
<i>Lecanora allophana</i> (Ach.) Nyl.	2					F2.2		•						
<i>Lecanora argentata</i> (Ach.) Malme	*					F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lecanora carpinea</i> (L.) Vain.	*					F2.1			•	•	•	•	•	•
<i>Lecanora chlarotera</i> Nyl.	*					F2.2			•	•	•	•	•	•
<i>Lecanora circumborealis</i> Brodo & Vitik.	D					F2.1							•	•
<i>Lecanora compallens</i> van Herk & Aptroot	D					F2.1				•	•	•	•	•
<i>Lecanora conizaeoides</i> Nyl. ex Cromb.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lecanora expallens</i> Ach.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lecanora hagenii</i> (Ach.) Ach.	*					F2.2					•			
<i>Lecanora intumescens</i> (Rebent.) Rabenh.	V					F1.1			•		•	•	•	•
<i>Lecanora persimilis</i> Th. Fr.	*					F2.1								•
<i>Lecanora pulicaris</i> (Pers.) Ach.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lecanora</i> sp.									•					
<i>Lecanora subcarpinea</i> Szatala	*					F2.2					•		•	•
<i>Lecanora symmicta</i> (Ach.) Ach. var. <i>symmicta</i>	*					F2.1								•
<i>Lecanora thysanophora</i> R.C. Harris	?				A	F1.1								•
<i>Lecanora varia</i> (Hoffm.) Ach.	3					F2.2			•					
<i>Lecidea leprarioides</i> Tønsberg	1					F2.1						•	•	
<i>Lecidea nylanderii</i> (Anzi) Th. Fr.	0					F1.1				•	•		•	•
<i>Lecidea pullata</i> (Norman) Th. Fr.	?					F2.1			•		•	•	•	•
<i>Lecidella elaeochroma</i> (Ach.) M. Choisy	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lecidella flavosorediata</i> (Vězda) Hertel & Leuckert	D					F2.1			•					•
<i>Lecidella subviridis</i> Tønsberg	D					F2.1				•	•		•	•
<i>Lepraria finkii</i> (Hue) R.C. Harris	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lepraria jackii</i> Tønsberg	*					F2.1				•	•	•	•	•
<i>Lepraria membranacea</i> (Dicks.) Vain.	*					F2.2	•	•	•	•	•		•	•
<i>Lepraria rigidula</i> (de Lesd.) Tønsberg	*					F2.1			•	•	•	•	•	•
<i>Lepraria</i> spec.									•					
<i>Lepraria vouauxii</i> (Hue) R. C. Harris	*					F2.2	•	•	•	•	•		•	•
<i>Lobaria pulmonaria</i> (L.) Hoffm.	2				A	F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lopadium disciforme</i> (Flot.) Kullh.	3				A	F1.1						•	•	•

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Artnamen taxonomisch	RL	KWI	BZ	TP	WA	D	86	91	96	2	9	11	15	18
<i>Loxospora elatina</i> (Ach.) A. Massal.	*					F1.1			•	•	•		•	•
<i>Melanelixia glabrata</i> (Lamy) Sandler & Arup	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Melanelixia subaurifera</i> (Nyl.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	*					F2.1							•	
<i>Melanohalea elegantula</i> (Zahlbr.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	*	VDI				F2.2								•
<i>Melanohalea exasperatula</i> (Nyl.) O. Blanco, A. Crespo, Divakar, Essl., D. Hawksw. & Lumbsch	*					F2.2		•						
<i>Micarea adnata</i> Coppins	V	VDI	gme		(A)	F1.1			•					
<i>Micarea cinerea</i> (Schaer.) Hedl.	2				A	F2.1				•	•		•	•
<i>Micarea denigrata</i> (Fr.) Hedl.	*					F2.2						•		•
<i>Micarea lignaria</i> (Ach.) Hedl.	*					F2.1								•
<i>Micarea melaena</i> (Nyl.) Hedl.	3					F2.1			•	•			•	•
<i>Micarea micrococca</i> (Körb.) Gams ex Coppins	*					F2.1					•	•	•	•
<i>Micarea nitschkeana</i> (J. Lahm ex Rabenh.) Harm.	2					F2.1								•
<i>Micarea peliocarpa</i> (Anzi) Coppins & R. Sant.	*					F2.1			•		•			•
<i>Micarea prasina</i> Fr.	*					F1.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Micarea pycnidiophora</i> Coppins & P. James	D												•	•
<i>Micarea viridileprosa</i> Coppins & van den Boom	*	VDI	gme			F2.1							•	•
<i>Microcalicium disseminatum</i> (Ach.) Vainio	*				A						•	•	•	•
<i>Mycobilimbia epixanthoides</i> (Nyl.) Vitik. et al.	D					F1.1					•	•	•	•
<i>Mycobilimbia hypnorum</i> (Lib.) Kalb & Hafellner	2								•					
<i>Mycoblastus sanguinarius</i> (L.) Norman	3					F2.1			•	•	•		•	•
<i>Nephroma parile</i> (Ach.) Ach.	2				A	F2.1			•					
<i>Normandina pulchella</i> (Borrer) Nyl.	*					F2.1			•	•	•		•	•
<i>Ochrolechia androgyna</i> (Hoffm.) Arnold	V					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Ochrolechia microstictoides</i> Räsänen	*					F2.1			•	•	•	•	•	•
<i>Ochrolechia subviridis</i> (Høeg) Erichsen	D					F1.1								•
<i>Ochrolechia turneri</i> (Sm.) Hasselrot	3					F2.2	•	•						
<i>Opegrapha niveoatra</i> (Borrer) J.R. Laundon	3			t		F1.1			•	•			•	•
<i>Opegrapha rufescens</i> Pers.	*			t		F2.1				•	•		•	•
<i>Opegrapha vermicellifera</i> (Kunze) J. R. Laundon	*	VDI	gme	t		F1.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Parmelia saxatilis</i> (L.) Ach.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Parmeliella triptophylla</i> (Ach.) Müll. Arg.	1				A	F1.1			•		•			
<i>Parmelina tiliacea</i> (Hoffm.) Hale	*					F2.2	•	•	•	•	•		•	•
<i>Parmeliopsis ambigua</i> (Wulfen) Nyl.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Parmeliopsis hyperopta</i> (Ach.) Arnold	V					F2.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Parmotrema crinitum</i> (Ach.) M. Choisy	1				A	F1.1			•	•	•		•	•
<i>Parmotrema perlatum</i> (Huds.) M. Choisy	3	VDI	gme			F2.1	•	•		•	•		•	•
<i>Peltigera degenii</i> Gyeln.	3					F2.1			•					

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Artnamen taxonomisch	RL	KWI	BZ	TP	WA	D	86	91	96	2	9	11	15	18
<i>Peltigera praetextata</i> (Flörke ex Sommerf.) Vain.	*					F2.1			•	•	•	•	•	•
<i>Pertusaria albescens</i> (Huds.) M. Choisy & Werner	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Pertusaria amara</i> (Ach.) Nyl. f. <i>amara</i>	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Pertusaria coccodes</i> (Ach.) Nyl.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Pertusaria constricta</i> Erichsen	2				A	F1.1			•					
<i>Pertusaria coronata</i> (Ach.) Th. Fr.	V					F1.1			•	•			•	•
<i>Pertusaria flavida</i> (DC.) J. R. Laundon	V				(A)	F1.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Pertusaria hymenea</i> (Ach.) Schaer.	3	VDI	gme		A	F1.1					•		•	•
<i>Pertusaria leioplaca</i> DC.	V					F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Pertusaria multipuncta</i> (Turner) Nyl.	1		ssg		A	F1.1			•					
<i>Pertusaria ophthalmiza</i> (Nyl.) Nyl.	1				A	F1.1								•
<i>Pertusaria pertusa</i> (Weigel) Tuck.	V					F1.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Pertusaria pupillaris</i> (Nyl.) Th. Fr.	D					F2.1								•
<i>Pertusaria pustulata</i> (Ach.) Duby	V		ssg			F1.1	•		•	•	•		•	•
<i>Phaeophyscia endophoenicea</i> (Harm.) Moberg	V		gme			F2.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Phaeophyscia orbicularis</i> (Neck.) Moberg	*					F2.2					•	•	•	•
<i>Phlyctis agelaea</i> (Ach.) Flot.	3					F1.1			•		•			•
<i>Phlyctis argena</i> (Spreng.) Flot.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Physcia adscendens</i> (Th. Fr.) H. Olivier	*					F2.2					•	•	•	•
<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC. var. <i>tenella</i>	*					F2.2	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Physciella chloantha</i> (Ach.) Essl.	*										•			
<i>Physconia enteroxantha</i> (Nyl.) Poelt	*					F2.1				•				
<i>Physconia grisea</i> (Lam.) Poelt	*		gme			F2.2					•		•	
<i>Physconia perisidiosa</i> (Erichsen) Moberg	*					F2.1			•					
<i>Placynthiella dasaea</i> (Stirt.) Tønsberg	*					F2.1					•		•	•
<i>Placynthiella icmalea</i> (Ach.) Coppins & P. James	*					F2.1			•	•	•	•	•	•
<i>Placynthiella spec.</i>											•			
<i>Platismatia glauca</i> (L.) W. L. Culb. & C. F. Culb.	*					F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Porina leptalea</i> (Durieu & Mont.) A. L. Sm.	*	VDI	gme	t		F1.1			•	•	•	•	•	•
<i>Protoparmelia hypotremella</i> Herk, Spier & V. Wirth	D					F2.1							•	•
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Pseudosagedia aenea</i> (Wallr.) Hafellner & Kalb	*			t		F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Psilolechia clavulifera</i> (Nyl.) Coppins	D					F2.1					•		•	•
<i>Punctelia jeckeri</i> (Roum.) Kalb	*	VDI									•		•	•
<i>Punctelia subrudecta</i> (Nyl.) Krog	*	VDI	gme			F2.2	•	•	•	•	•		•	•
<i>Pyrenula nitida</i> (Weigel) Ach.	*	VDI		t	(A)	F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Pyrenula nitidella</i> (Flörke ex Schaer.) Müll. Arg.	V	VDI		t	(A)	F1.1	•	•	•	•	•		•	•
<i>Pyrrhospora quernea</i> (Dicks.) Körb.	D					F2.1					•		•	•
<i>Ramalina farinacea</i> (L.) Ach.	*					F2.1	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Ramalina pollinaria</i> (Westr.) Ach.	*					F2.2			•	•	•			•

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Artnamen taxonomisch	RL	KWI	BZ	TP	WA	D	86	91	96	2	9	11	15	18
Reichlingia leopoldii Diederich & Scheid.	*			t							•		•	•
Rinodina efflorescens Malme	D					F2.1						•		
Rinodina griseosoralifera Coppins	D					F2.2							•	•
Ropalospora viridis (Tønsberg) Tønsberg	*	VDI				F1.1					•		•	•
Scoliosporum chlorococcum (Graewe ex Stenh.) Vězda	*					F2.1	•	•	•	•	•		•	•
Sphaerophorus globosus (Huds.) Vain.	1				A	F1.1						•	•	•
Szczawinskia tsugae A. Funk	?													•
Thelopsis rubella Nyl.	2			t	A	F1.1					•		•	•
Trapeliopsis flexuosa (Fr.) Coppins & P. James	*					F2.2			•		•		•	•
Trapeliopsis granulosa (Hoffm.) Lumbsch	V					F2.1					•		•	•
Trapeliopsis pseudogranulosa Coppins & P. James	*					F2.1			•	•	•		•	•
Trapeliopsis viridescens (Schr.) Coppins & P. James	1					F2.1					•		•	
Tuckermannopsis chlorophylla (Willd.) Hale	*					F2.1	•	•	•					•
Usnea dasopoga (Ach.) Nyl.	3					F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
Usnea subfloridana Stirt.	3				(A)	F2.1			•	•	•			
Varicellaria hemisphaerica (Flörke) Schmitt & Lumbsch	V				(A)	F1.1			•	•	•	•	•	•
Violella fucata (Stirt.) T. Sprib.	*					F1.1	•	•	•	•	•	•	•	•
Vulpicida pinastri (Scop.) J. -E. Mattsson & M. J. Lai	3					F2.1	•	•	•	•	•		•	•
Xanthoria candelaria (L.) Th. Fr.	*					F2.2					•		•	
Xanthoria parietina (L.) Th. Fr.	*					F2.1				•	•		•	•
Xanthoria polycarpa (Hoffm.) Rieber	*					F2.1							•	
Zwackhia viridis (Ach.) Poetsch & Schied.	*		gme	t		F1.1			•	•	•		•	•
LICHENICOLE ODER NICHT-LICHENISIERTE PILZE														
Arthopyrenia analepta (Ach.) A. Massal.	D									•	•	•	•	•
Arthopyrenia spec.										•	•			
Athelia arachnoidea (Berk.) Jülich	*									•	•			
Caliciopsis ventricosa (Ach.) Tibell	?													•
Chaenothecopsis consociata (Nádv.) A.F.W.Schmidt	2				A					•				
Chaenothecopsis pusilla (Ach.) A. F. W. Schmidt	D													•
Cyrtidula quercus (A. Massal.) Minks	D					F2.1								•
Naetrocymbe punctiformis (Pers.) R. C. Harris	V					F2.1				•	•		•	•
Peridiothelia fuliginata (Norman) D. Hawksw .	D									•				
Sphinctrina turbinata (Pers.) De Not.	2				A					•				
Stenocybe major (Nyl.) Körb.	1				A						•		•	•

3.2 BONITIERUNG DER WALDFLÄCHEN ANHAND DER ARTENDIVERSITÄT 1986 – 2018

Die von WIRTH & OBERHOLLENZER (1991) ins Projekt eingeführte und zuletzt von DOLNIK & RASSMUS (2004) modifizierte Methode zur Einstufung der Immissionsbelastung der baden-württembergischen Wald-dauerbeobachtungsflächen beruht auf der empirisch ermittelten, artspezifischen Luftschadstofftoleranz der Flechten. Als Grundkriterium der Einstufung in eine der vier Bonitätsklassen (von I= Immissionseinfluss gering oder nicht nachweisbar bis IV= Immissionseinfluss sehr stark) dient die Gesamtartenzahl epiphytischer Flechten im Stammbereich abzüglich resistenter, in den 1990er-Jahren nahezu überall vorkommender und durch bestimmte Luftschadstoffe sogar geförderter Arten (so genannte "bereinigte Artenzahl"). Die von der LUBW bereitgestellten Texten und Datentabellen zu den Voruntersuchungen seit 1986 führen zwar auch einige Artvorkommen an anderen Substraten als der Borke von Stämmen lebender Bäume innerhalb der Pufferzonen auf, die jedoch aus Gründen der Standardisierung ausgeschlossen bleiben. Zu Beginn des Projektes dominierte noch die Wirkung saurer Immissionen und erst nach deutlichem Rückgang, insbesondere der Schwefeldioxid-Werte, wurde auch die Wirkung eutrophierender Immissionen auf die Flechten anhand der Förderung gegenüber Nährstoffeinträgen toleranter Arten erkennbar. Aus diesem Grund musste die Liste der durch Immissionen geförderten Arten den heutigen Bedingungen, die mehr von düngenden als von sauren Luftschadstoffen geprägt sind, angepasst werden. Unter der Überschrift "Zusätzliche als immissionstolerant eingestufte Flechten ("Neu")" listet Tabelle 3-2 gegenüber Nährstoffeintrag tolerante Flechtenarten auf, die für eine aktuellere Einstufung der Bonität ("Neu") zusätzlich zu den von DOLNIK & RASSMUS (2004) als resistent bezeichneten Flechten vom jeweiligen Artenspektrum der Standorte subtrahiert werden. Die meisten dieser Flechten sind Nitrophyten gemäß VDI 3957 Blatt 13 (VDI 2005). Daneben tolerieren *Candelariella reflexa*, *C. vitellina*, *Caloplaca obscurella*, *Candelaria concolor* sowie *Hyperphyscia adglutinata* Nährstoffeinträge und sind in Westdeutschland in den letzten Jahren häufig gewordene Flechten an freistehenden Bäumen in der Großstadt (SCHMITZ *et al.* 2018). Diese Artenliste ist selbstverständlich nicht vollständig, sondern beschränkt sich auf die im Projekt inzwischen registrierten Arten (vergl. STAPPER & APTROOT 2010, 2011, 2015). Die Breite und die verbale Kennzeichnung der Bonitätsklassen werden beibehalten. Insgesamt ist der Anteil nährstofftoleranter Arten am Flechtenartenspektrum im gesamten Projekt überwiegend gering (siehe Kapitel 3.7).

Tabelle 3-2: Bonitätsklassen und resistente Flechtenarten.

Bonitierung nach DOLNIK & RASSMUS (2004) auf der Grundlage von WIRTH & OBERHOLLENZER (1991). Erweiterte Liste resistenter Arten "NEU". (*), ehemalige *Leproloma*-Arten und *L. umbricola* ausgenommen. Bonitätsstufen nach Bereinigung um "alte" und zusätzliche "neue" resistente Arten mit römischen bzw. arabischen Ziffern.

Bereinigte Flechtenartenzahl	Immissionseinfluss	Bonitätsstufe	Farbcode
0 bis 5	sehr stark	IV bzw. 4	violett
6 bis 12	stark	III bzw. 3	rot
13 bis 20	mäßig	II bzw. 2	gelb
21 bis 30	gering	Ib bzw. 1b	grün
31 und mehr Flechtenarten	nicht nachweisbar	Ia bzw. 1a	blau

Resistente Flechtenarten (DOLNIK & RASSMUS 2004): *Amandinea punctata*, *Chaenotheca ferruginea*, *Cladonia* spp., *Hypocynomyce scalaris*, *Lecanora conizaeoides*, *Lecanora expallens*, *Lepraria* spp. (*), *Phaeophyscia orbicularis*, *Placynthiella icmalea*, *Scoliosporum chlorococcum*.

Zusätzliche als immissionstolerant eingestufte Flechten ("Neu"): *Caloplaca holocarpa*, *C. obscurella*, *Candelaria concolor*, *Candelariella reflexa*, *Candelariella vitellina*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Lecanora hagenii*, *Physcia adscendens*, *P. tenella*, *Physciella chloantha*, *Physconia grisea*, *Xanthoria candelaria*, *X. parietina*, *X. polycarpa*.

Zunächst zu den Ergebnissen betreffend die Gesamtzahl der Flechtenarten an den Waldstandorten: Diese noch nicht um immissionstolerante Flechten bereinigte Artenzahl ist seit Beginn des Projektes kontinuierlich angestiegen. Der Anstieg verläuft im Mittel linear (siehe Abbildung 3-1). Für alle Standorte zusammen ist die Veränderung gegenüber 1986 ab 1996 statistisch signifikant (Tabelle 3-3), die einzelnen Standorte unterscheiden sich jedoch erheblich. Die Beobachtungen hinsichtlich Gesamtartenzahlen der einzelnen Standorte (siehe Tabelle 3-4) lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- In der Erhebung 2018 reicht die Gesamtzahl epiphytischer Flechtenvorkommen an den Baumstämmen von 18 Arten am Standort 1211 Stuttgart bis zu 98 Arten in 1390 Hausach. Unter Hinzunahme der ebenfalls erfassten, aber hier nicht weiter berücksichtigten, flechtenähnlichen Pilze sind es in Hausach sogar 101 Arten.
- Den stärksten Zuwachs der Flechtenartenvielfalt seit 2015 weisen die Standorte Hausach und Karlsruhe-Hardtwald auf (plus 13 Flechtenarten seit 2015), gefolgt von Eberbach und Wehingen (+11), Weinheim (+10), Murgschifferschaft (+7) sowie Freiburg, Künzelsau und Wangen (+6) und Eppingen, Schönau und Stuttgart (+4). Den größten relativen Anstieg weist der Standort Weinheim auf, wo 2018 an Buchen 19 statt zuvor 9 Flechten registriert wurden (+111 %).
- Nur am Standort Zwiefalten wurden 2018 weniger Flechtenarten registriert als 2015. Die Abnahme um fünf Arten, entsprechend minus 12,5 %, gegenüber 2015 dürfte mit Blick auf die im Projekt übliche ca. 90%ige Erfassung des theoretischen Arteninventars (siehe Ausführungen zu Abbildung 2-1) signifikant sein.
- An allen übrigen Standorten wurden bis zu drei Flechtenarten mehr (<9% Zunahme) registriert als 2015.

Hinsichtlich der gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004) bereinigten Artenzahlen ist schon 1991 gegenüber 1986 eine statistisch signifikante Zunahme zu verzeichnen (Tabelle 3-3). Die Einzelwerte für jeden Standort enthält Tabelle 3-5. Die Veränderungen seit der letzten Erhebung im Jahr 2015 sind:

- Stärkste Zunahme seit 2015 an den Standorten Hausach (+ 13 Arten), Karlsruhe-Hardtwald (+12), Wehingen (+11), Eberbach (+9), Murgschifferschaft, Weinheim und Wangen (+7). Den größten relativen Anstieg weist auch hier der Standort Weinheim auf (von 6 auf 13 Arten, entsprechend +117 %).
- Stärkste Abnahme am Standort Zwiefalten (-4 Arten, -11 %).
- Keine deutliche Veränderung (-1 bis +2 Arten gegenüber 2015) an den Standorten Stockach, Kirchheim, Aalen, Bad Waldsee und Tauberbischofsheim.
- Geringer Anstieg (+3 bis +6 Arten bzw. bis zu +27 %) an den übrigen Standorten.

Für die Bonitierung der 21 Waldstandorte (die alten und neuen Flächen von Aalen bzw. Schönau zusammengeführt) nach DOLNIK & RASSMUS (2004) ergibt sich damit folgendes Bild (Tabelle 3-6):

- Aktuell ist an 12 von 21 Standorten "kein Immissionseinfluss mehr nachweisbar" (Stufe I).

- Kein Standort wurde gegenüber 2015 als stärker immissionsbelastet eingestuft.
- Zum ersten Mal wurde keiner der 21 Standorte als "stark belastet" (Stufe III) bonitiert. Derart bewertet wurden 2015 noch die Standorte Stuttgart und Weinheim. Höchste Belastungsstufe ist jetzt II, entsprechend "mäßiger" Belastung.
- Für die drei Standorte Murgschifferschaft, Bad Waldsee und Karlsruhe ergibt sich Stufe Ia bzw. Immissionsbelastung "nicht nachweisbar".
- Um eine ganze Stufe verbessert hat sich die Situation an drei Standorten. Der Standort Eberbach wurde als "gering", Stuttgart und Weinheim als "mäßig" belastet eingestuft, alle anderen sind konstant geblieben.
- Die zeitliche Veränderung der anhand der bereinigten Flechtenartenzahl bonitierten Immissionsbelastung veranschaulicht Abbildung 3-12 am Beispiel der 17 durchgehend untersuchten Standorte. Während 1986 noch über drei Viertel der Standorte einen sehr starken oder starken Immissionseinfluß zeigten, unterliegt 2018 kein Standort mehr einem derartig hohen Immissionseinfluß. Für weniger als ein Fünftel der Standorte wurde noch ein mäßiger Immissionseinfluß gefunden.
- Grundsätzlich müssen beim räumlichen Vergleich der Standorte untereinander gegenüber dem zeitlichen Vergleich individueller Waldflächen zahlreiche Faktoren berücksichtigt werden. Aber bereits beim flüchtigen Blick auf die Karten in Abbildung 3-15 separieren sich mindestens drei Gebiete voneinander, in denen der Rückgang der anhand der bereinigten Flechtenartenzahl bonitierten Immissionsbelastung unterschiedlich verlief. So waren die Standorte im äußersten Südwesten des Bundeslandes, also Freiburg und die Waldflächen auf dem Schwarzwaldkamm (Murgschifferschaft, Hausach, Schönau), von Beginn an artenreich und höchstens "mäßig" belastet. Die Standorte auf bzw. südlich der Schwäbischen Alb (von Nord nach Süd: Zwiefalten, Wehingen, Donaueschingen, Bad Waldsee, Stockach, Überlingen und Wangen) waren 1986 und 1991 noch allesamt "stark" oder "sehr stark" (Überlingen) und dann ab 1996 höchstens noch "mäßig" belastet. Anders im Norden und Nordwesten des Bundeslandes: Abgesehen von Tauberbischofsheim und Künzelsau im äußeren Nordosten des Bundeslandes verzögerte sich hier die Abnahme der Immissionsbelastung. Zu den betroffenen Standorten gehören mit Aalen, Kirchheim, Stuttgart und Weinheim die noch verbliebenen "mäßig" belasteten Standorte im Projekt.

Nach zusätzlichem Abzug einiger nährstofftoleranter Flechtenarten (Tabelle 3-2) und der darauf basierenden Bonitierung der Immissionsbelastung ergibt sich ein weitgehend ähnliches Bild (Tabelle 3-3), wenngleich die Bewertung etwas "strenger" ist:

- Anstatt zwölf werden nunmehr acht Standorte (38 %) in Klasse 1a ("Immissionseinfluss nicht nachweisbar") eingestuft, nämlich Donaueschingen, Eppingen, Freiburg, Hausach, Künzelsau, Murgschifferschaft, Schönau und Wehingen.
- Nur für einen Standort, Zwiefalten, ergibt sich 2018 gegenüber 2015 eine stärkere Immissionsbelastung. Hier ist die bereinigte Anzahl der Flechtenarten nach einem Anstieg während der ersten Jahre inzwischen wieder stark gesunken, so dass sich über die Zeit kein statistisch signifikanter Trend ergibt (Mann-Kendall-Trend-Test; siehe Tabelle 3-7).

- Durch den zusätzlichen Abzug der nährstofftoleranten Arten werden die Flächen Bad Waldsee, Karlsruhe-Hardtwald, Tauberbischofsheim und Zwiefalten jetzt mit 1b ("gering belastet") und somit eine Stufe "schlechter" bewertet. Ebenso wird der Standort Weinheim mit 3 ("stark" belastet) statt II ("mäßig") eine Stufe "schlechter" bewertet. Damit ist 2018 Weinheim der Standort mit der stärksten Immissionsbelastung. Für alle anderen Standorte wird die Immissionsbelastung auch nach Abzug der zusätzlichen Flechtenarten übereinstimmend beurteilt.
- Die zeitliche Veränderung der Immissionsbelastung der Waldstandorte nach zusätzlicher Bereinigung ihrer Artenzahlen um eutrophierungstolerante Flechten veranschaulicht Abbildung 3-13 am Beispiel der 17 durchgehend untersuchten Waldstandorte. Der Verlauf ähnelt weitgehend dem zuvor in Abbildung 3-12 gezeigten, nur dass auch 2018 ein noch "stark" immissionsbelasteter Standort (Weinheim) verbleibt. Auch bei dieser Bewertung sind 1986 noch über drei Viertel der Standorte sehr stark oder stark immissionsbeeinflusst, während 2018 für vier Fünftel der Standorte nur noch ein geringer oder gar kein Immissionseinfluß mehr nachweisbar ist.
- Der räumliche Vergleich des zeitlichen Verlaufs der Abnahme der Immissionsbelastung ist unabhängig davon, ob die Bereinigung der Artenzahl auch die nährstofftoleranten Arten einschließt, wie der Vergleich der Karten in Abbildung 3-15 mit denen in Abbildung 3-16 erschließt.
- Die Frage, an welchen Standorten die bereinigte Flechtenartenzahl in den letzten Jahren am schnellsten angestiegen ist, beantwortet Abbildung 3-14. An den Standorten Weinheim \geq Karlsruhe-Hardtwald $>$ Kirchheim sind die bereinigten Artenzahlen beim Vergleich der Zeitpunkte 1986 bis 1996 und 2015 bis 2018 um das zehnfache bis 28fache angestiegen. Diese drei in der Vergangenheit stark belasteten Standorte haben sich erst in den zurückliegenden Jahren erholt. In Welzheim, ebenfalls einer der Standorte nördlich der Schwäbischen Alb, wurden fünfmal so viele Flechtenarten registriert, während an den anderen Standorten ein relativer Anstieg auf maximal das Dreifache zu beobachten war. Das heißt, der Anstieg der Artenzahl erfolgte früher und ausgehend von einer bereits hohen Artenzahl.

DOLNIK & RASSMUS (2004) haben in ihrem Bericht zur Erhebung von 2002 darauf hingewiesen, dass bei der Bonitur der Immissionsbelastung hinsichtlich der Bestockung stark unterschiedliche Waldflächen miteinander verglichen würden und eine Beurteilung anhand nur einer Baumart vorgeschlagen. Das ist insofern begründet, als z. B. der pH-Wert oder die Wasserspeicherkapazität eines Substrates die Ansiedlung von Flechten beeinflussen, weshalb bei einer standardisierten Flechtenkartierung im Freiland nur Baumarten mit ähnlichen Rinden- bzw. Borkeneigenschaften gemeinsam untersucht werden dürfen (VDI 2005, 2017). Tatsächlich sind die Unterschiede zwischen den Standorten aber noch viel größer, allein mit Blick auf die unterschiedlichen Höhenstufen. Im Vordergrund steht hier jedoch weniger die räumliche Variabilität der Flechtenartendiversität zu einem Zeitpunkt, sondern mehr die zeitliche Entwicklung an den Standorten, wobei unterstellt wird, dass bei weniger als 13 auf Immissionen empfindlich reagierenden Flechtenarten an einem Standort, dieser als verarmt und somit "stark belastet" einzustufen ist, selbst wenn dort als Substrat nur eine Baumart vorkommt. Tabelle 3-9 fasst die Ergebnisse des zeitlichen Vergleichs der um resistente gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004) und nährstofftolerante Arten bereinigten Flechtenartenzahlen an Buchen zusammen. Nur für die Erhebungen seit 2002 liegen Daten vor, die die Flechtenvorkommen auch nach der Trägerbaumart separieren. An zehn der 20 Standorte, an denen Buchen vorkommen, und zwar Bad Waldsee, Eberbach, Freiburg, Hausach, Karlsruhe-Hardtwald, Künzelsau, Schönau, Überlingen, Wangen und Zwiefalten, ist eine signifikante Zunahme der bereinigten Flechtenartenzahl an Buchen zu erkennen, am Standort Aalen geht die

Artenzahl zurück. Die im Mittel pro Waldstandort an Buchen registrierte Anzahl sensitiver Flechtarten ist seit 2002 von jedem Zeitpunkt zum nächsten statistisch signifikant angestiegen und entspricht somit der projektweiten Entwicklung bei Berücksichtigung aller jeweils vorkommenden Trägerbaumarten. Der Standort Aalen fällt mit einer sehr geringen Anzahl von nur fünf sensitiven Flechtenarten an Buchen auf. Dies könnte auf einer zu geringen Anzahl dort überhaupt für die Untersuchung verfügbarer Buchen beruhen. Weil aber auf den dort insgesamt sieben untersuchten Baumarten (*Abies alba*, *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Pinus* sp., *Quercus* sp., *Tilia* sp.) dennoch nur 15 sensitive Flechtenarten registriert wurden (siehe Tabelle 3-7), darf das Flechtenartenspektrum durchaus als verarmt betrachtet werden. Um die zeitliche Entwicklung der Flechtenartenvielfalt zu dokumentieren, erscheint es insgesamt zuverlässiger, die Flechtenarten an vielen Exemplaren aller am Standort vorkommenden Baumarten zu erfassen. Bei der Bonitur ist auch zu bedenken, dass die Klassengrenzen willkürlich festgelegt sind. So kann der Anstieg der Flechtenartenzahl in Schönau, selbst wenn man sich auf Buchen als Trägerbaumart beschränkt, bei der Bonitur nicht mehr wirken, weil es jenseits der Klasse Ia (bzw. 1a) entsprechend "Immissionseinfluss nicht nachweisbar" keine weitere Bonitätsklasse gibt.

Fazit: Aus der Zunahme der Flechtenartenvielfalt der Waldstandorte seit 1986 lässt sich folgern, dass die Immissionsbelastung dieser Waldstandorte abgenommen hat. Waren 1986 noch über drei Viertel der Standorte "sehr stark" oder "stark" immissionsbeeinflusst, so ist 2018 für vier Fünftel der Standorte nur noch ein "geringer" oder "gar kein" Immissionseinfluss mehr nachweisbar. Dieser zeitliche Verlauf stellt sich aber regional unterschiedlich dar. Während sich die Standorte im Süden frühzeitig und rasch erholten, verläuft die Abnahme der Immissionsbelastung im Norden und Nordwesten des Bundeslandes verzögert. Standorte im äußersten Südwesten waren schon zu Beginn des Projektes artenreich und allenfalls "mäßig" immissionsbelastet.

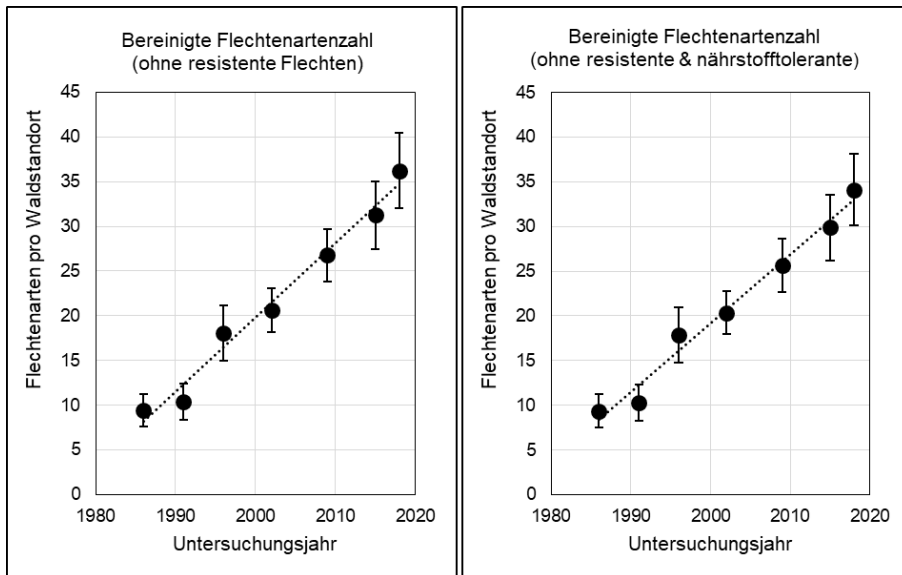


Abbildung 3-11: Zeitliche Veränderung der bereinigten Flechtenartenzahl pro Waldstandort 1986 bis 2018.

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen von 17 seit 1986 durchgehend untersuchten Standorten bereinigt um gegenüber Immissionen resistente Flechtenarten gemäß DOLNIK RASSMUS (2004) bzw. um zusätzliche, gegenüber Nährstoffeinträgen tolerante Arten ("Neu"; Tabelle 3-2). Mittelwerte mit Standardfehler, lineare Anpassung. Die Daten der Flächen Zwiefalten, Stuttgart, Eppingen und Eberbach wurden hier nicht berücksichtigt, da sie nicht zu jedem Zeitpunkt untersucht worden sind. Die Daten der Standorte Aalen bzw. Schönau "alt" (1190 bzw. 1410) und "neu" (1191 bzw. 1411) wurden zusammengeführt und zudem für letztere beiden "neuen" Standorte 1191 und 1411 und 1500 Karlsruhe-Hardtwald die Werte von 2011 für den Zeitpunkt 2009 verwendet.

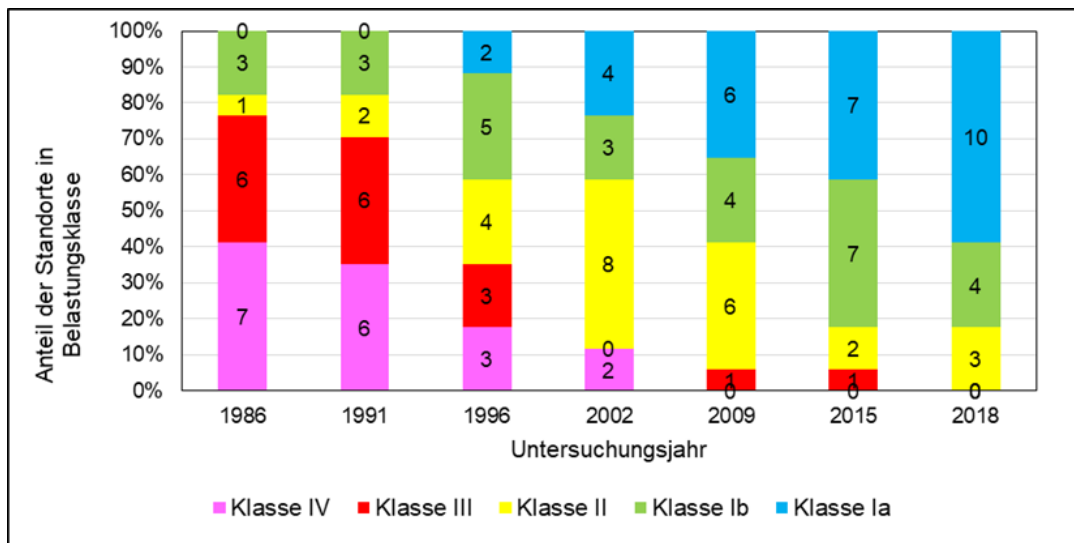


Abbildung 3-12: Veränderung der relativen Häufigkeit der fünf Immissionsbelastungsklassen gemäß DOLNIK & RASSMUS von 1986 bis 2018.

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen von 17 seit 1986 durchgehend untersuchten Standorten bereinigt um immissionstolerante Arten gemäß DOLNIK RASSMUS (2004). Aufgetragen ist der Anteil der Standorte in der jeweiligen Belastungsklasse. Datenbeschriftung: Anzahl der Standorte in Belastungsklasse. Die Daten der Flächen Zwiefalten, Stuttgart, Eppingen und Eberbach wurden hier nicht berücksichtigt, da sie nicht zu jedem Zeitpunkt untersucht worden sind. Die Daten der Standorte Aalen bzw. Schöнау "alt" (1190 bzw. 1410) und "neu" (1191 bzw. 1411) wurden zusammengeführt und zudem für letztere beiden "neuen" Standorte 1191 und 1411 und 1500 Karlsruhe-Hardtwald die Werte von 2011 für den Zeitpunkt 2009 verwendet.

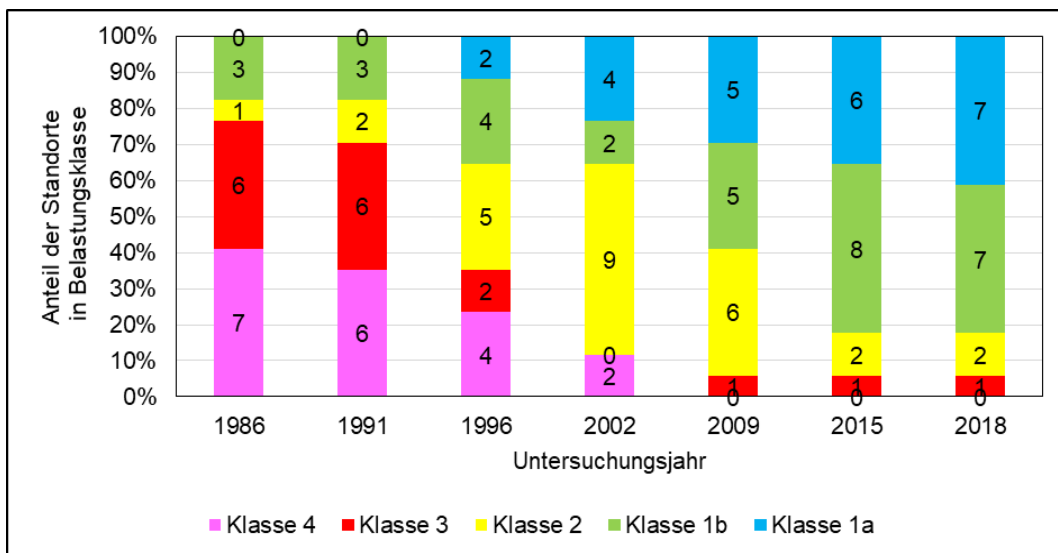


Abbildung 3-13: Veränderung der relativen Häufigkeit der fünf Immissionsbelastungsklassen auf Basis der Artenvielfalt von gegenüber sauren und eutrophierenden Immissionen sensitiven Flechtenarten 1986 bis 2018.

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen von 17 seit 1986 durchgehend untersuchten Standorten bereinigt um immissionstolerante Arten gemäß DOLNIK RASSMUS (2004) sowie um zusätzliche, gegenüber Nährstoffeintrag tolerante Flechtenarten ("Neu"; Tabelle 3-2.) Aufgetragen ist der Anteil der Standorte in der jeweiligen Belastungsklasse. Datenbeschriftung: Anzahl der Standorte in Belastungsklasse. Die Daten der Flächen Zwiefalten, Stuttgart, Eppingen und Eberbach wurden hier nicht berücksichtigt, da sie nicht zu jedem Zeitpunkt untersucht worden sind. Die Daten der Standorte Aalen bzw. Schöнау "alt" (1190 bzw. 1410) und "neu" (1191 bzw. 1411) wurden zusammengeführt und zudem für letztere beiden "neuen" Standorte 1191 und 1411 und 1500 Karlsruhe-Hardtwald die Werte von 2011 für den Zeitpunkt 2009 verwendet.

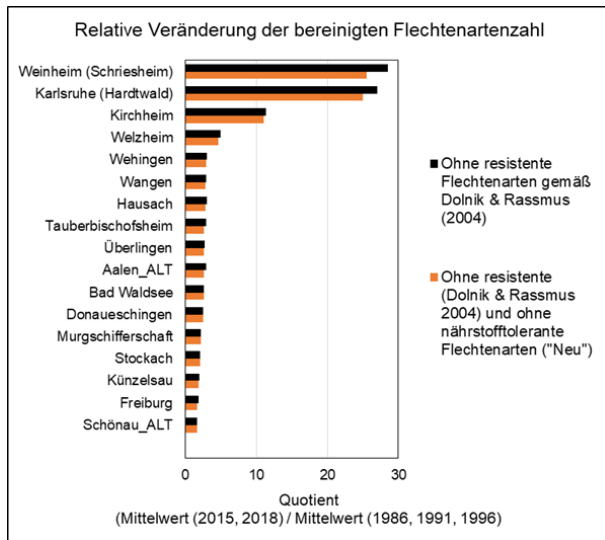


Abbildung 3-14: Relative Veränderung der bereinigten Flechtenartenzahlen der Waldstandorte.

Dargestellt ist das Verhältnis der Mittelwerte der bereinigten Artenzahlen von 2015 und 2018 gegenüber dem Mittelwert aus den Jahren 1986, 1991 und 1996. Bereinigung um resistente Arten gemäß DOLNIK RASSMUS (2004) bzw. um zusätzliche, gegenüber Nährstoffeintrag tolerante Flechtenarten ("Neu"; Tabelle 3-2).
 Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen von 17 seit 1986 durchgehend untersuchten Standorten. Die Daten der Flächen Zwiefalten, Stuttgart, Eppingen und Eberbach wurden hier nicht berücksichtigt, da sie nicht zu jedem Zeitpunkt untersucht worden sind. Die Daten der Standorte Aalen bzw. Schönau "alt" (1190 bzw. 1410) und "neu" (1191 bzw. 1411) wurden zusammengeführt und zudem für letztere beiden "neuen" Standorte 1191 und 1411 und 1500 Karlsruhe-Hardtwald die Werte von 2011 für den Zeitpunkt 2009 verwendet.

Tabelle 3-3: Zeitliche Veränderung der Flechtenartenzahl pro Waldstandort.

Datengrundlagen: Flechtenartenspektrum der 21 Waldstandorte. Angegeben sind Mittelwerte von 18 bis 21 bzw. von 17 zu allen Zeitpunkten untersuchten Standorten. Für 2009 wurden Daten der Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe Hardtwald von 2011 eingesetzt, daher gekennzeichnet als 2009*.
 Resistente Flechtenarten nach DOLNIK & RASSMUS (2004), eutrophierungstolerante Flechtenarten siehe Tabelle 3-2. Zeigerarten für historisch alte Wälder, beide Bindungsklassen zusammengefasst, gemäß WIRTH et al. (2009).
 Signifikanzen: * = signifikant verschieden vom Wert für 1986, * = $p < 0,02$; ** = $p < 0,002$; *** = $p < 0,0005$ (Wilcoxon Test für gepaarte Stichproben auf alle Bedingungen angewendet, obwohl nur die Waldartenzahlen einiger Jahre nicht normalverteilt sind; die jeweils berücksichtigte Anzahl der Fälle ist abhängig von der Anzahl der Untersuchungen im entsprechenden Jahr); ns = nicht signifikant.

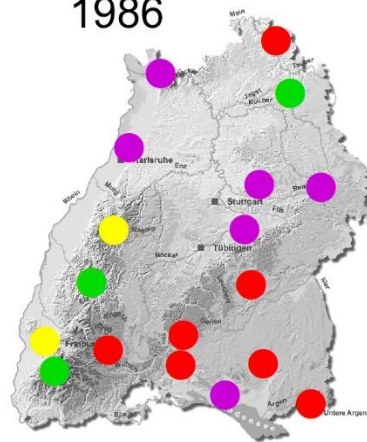
Untersuchungsjahr	1986	1991	1996	2002	2009*	2015	2018
Mittlere Artenzahl pro Waldstandort Flechten							
alle 21 Standorte	12,2	13,2 ^{ns}	21,7 ^{***}	26,4 ^{***}	32,1 ^{***}	36,9 ^{***}	41,8 ^{***}
nur 17 durchgehend untersuchte Standorte	12,5	13,2	22,5	27,9	33,3	38,2	43,4
Flechten ohne resistente Arten (Dolnik & Rasmus 2004)							
alle 21 Standorte	9,3	10,4*	17,2 ^{***}	19,7 ^{***}	25,7 ^{***}	30,0 ^{***}	34,7 ^{***}
nur 17 durchgehend untersuchte Standorte	9,4	10,4	18,1	20,6	26,8	31,2	36,2
Flechten ohne resistente (Dolnik & Rasmus 2004) und ohne eutrophierungstolerante Arten							
alle 21 Standorte	9,2	10,3*	17,1 ^{***}	19,3 ^{***}	24,6 ^{***}	28,7 ^{***}	32,5 ^{***}
nur 17 durchgehend untersuchte Standorte	9,4	10,3	17,9	20,4	25,6	29,9	34,1
Flechten und flechtenähnliche Pilze mit Bindung an historisch alte Wälder (Wirth et al. 2009)							
alle 21 Standorte	0,9	0,9 ^{ns}	1,7 ^{ns}	1,8*	2,8**	3,5**	3,9 ^{***}
nur 17 durchgehend untersuchte Standorte	0,9	0,9	1,7	1,9	2,9	3,8	4,1

Immissions- einfluss

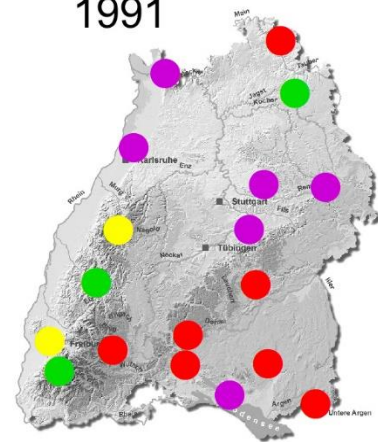
(Dolnik & Rasmus 2004)

- sehr stark, IV
- stark, III
- mäßig, II
- gering, Ib
- nicht nachweisbar, Ia

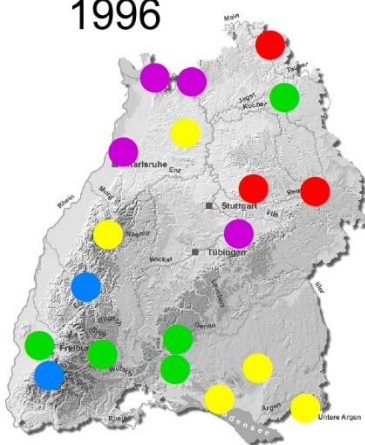
1986



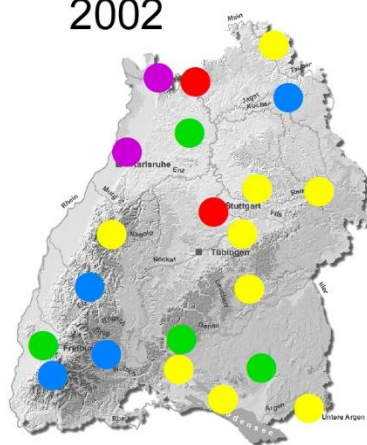
1991



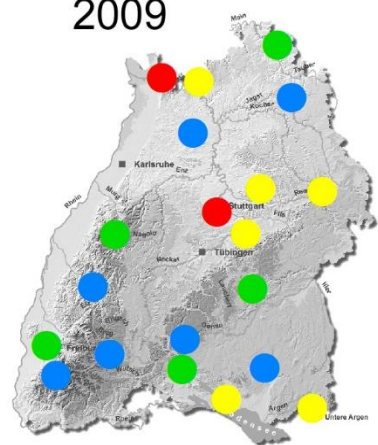
1996



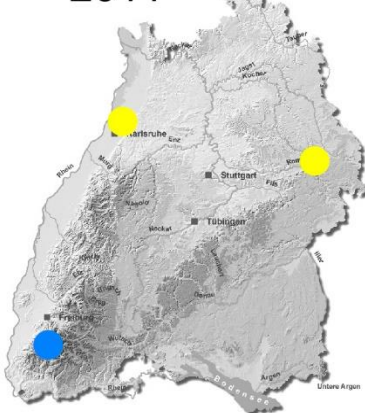
2002



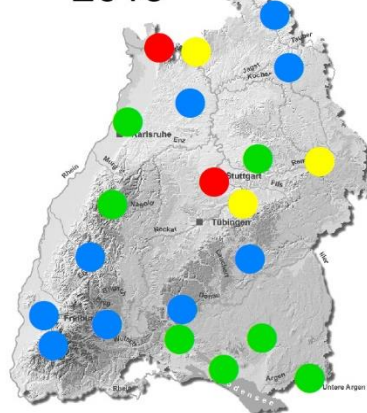
2009



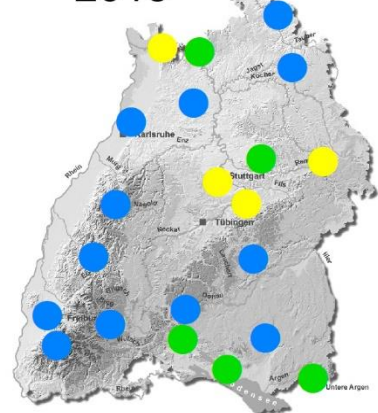
2011



2015



2018



Grundlagen: © LGL BW, LUBW 0 10 20 30 40 50 km LUBW

Abbildung 3-15: Kartografische Darstellung der Immissionsbelastung der Waldstandorte ermittelt anhand sensibler Flechten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004) 1986 bis 2018.

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen bereinigt um immissionstolerante Arten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004). Kartengrundlage: LGL BW, LUBW.

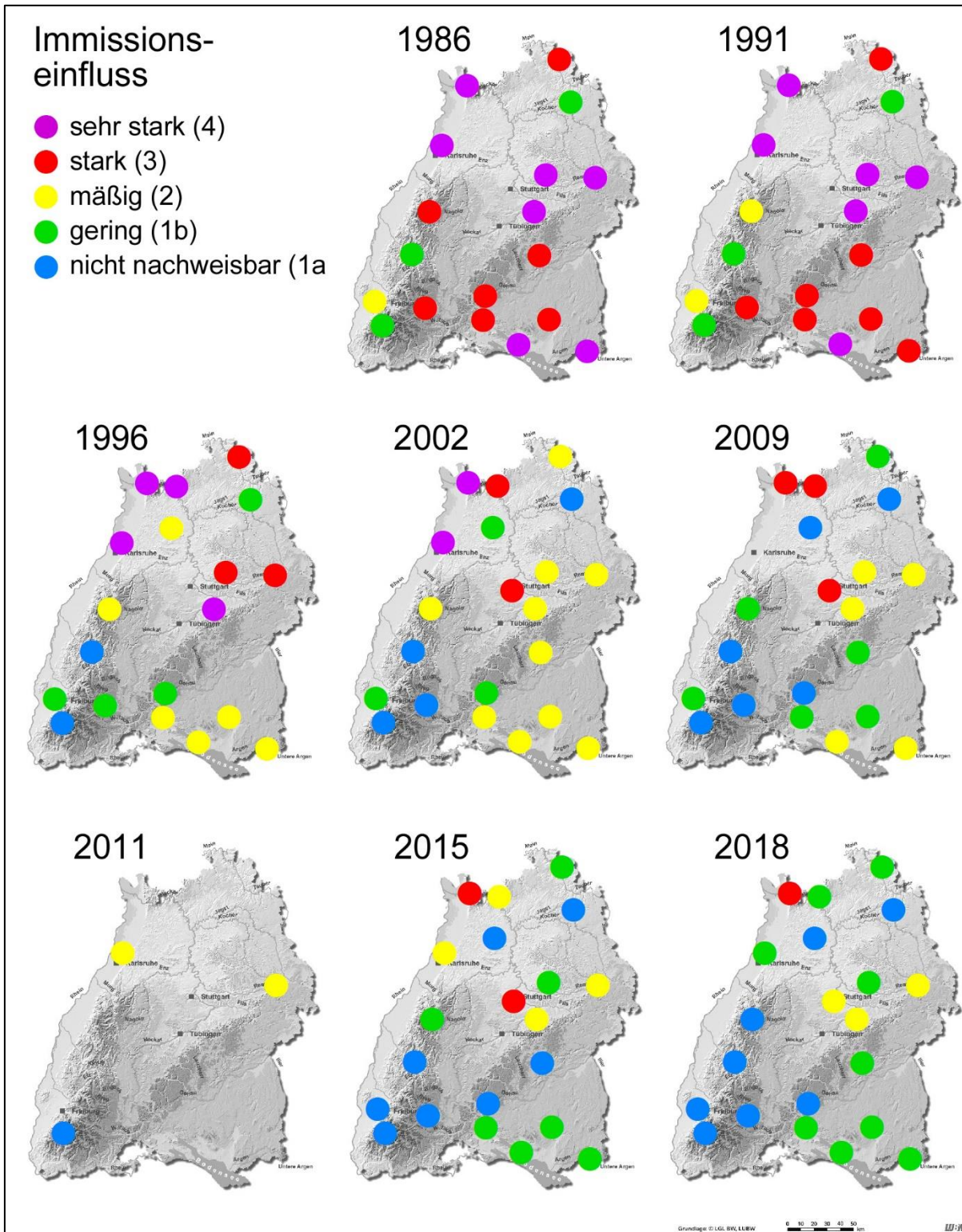


Abbildung 3-16: Kartografische Darstellung der Immissionsbelastung der Waldstandorte ermittelt anhand der Anzahl gegen Immissionen und Nährstoffeinträgen empfindlicher Flechtenarten 1986 bis 2018.

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen der Waldstandort bereinigt um immissionstolerante Arten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004) und weiterer, gegenüber Nährstoffeintrag empfindlicher Flechten (siehe Tabelle 3-2). Kartengrundlage: LGL BW, LUBW.

Tabelle 3-4: Anzahl epiphytischer Flechtenarten in den Pufferzonen von 21 Waldflächen 1986 bis 2018.

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen aller Waldstandorte 1986 bis 2018.

Anzahl der Flechtenarten pro Waldstandort (Pufferzone)										
Untersuchungsjahr		1986	1991	1996	2002	2009	2011	2015	2018	
Waldstandort										
Nr.	Name									
1020	Überlingen	9	6	22	23	21		28	30	
1030	Bad Waldsee	9	16	19	30	37		34	37	
1040	Wangen	7	10	21	25	25		33	39	
1100	Stockach	14	15	27	30	33		34	34	
1110	Wehingen	10	14	24	31	44		39	50	
1140	Zwiefalten	8	13		21	33		40	35	
1180	Kirchheim	4	3	5	21	19		23	24	
1190	Aalen_ALT	5	5	15	25	26				
1191	Aalen						22	22	23	
1211	Stuttgart				9	14		14	18	
1220	Welzheim	6	6	14	21	24		33	36	
1292	Eppingen			18	33	38		41	45	
1300	Künzelsau	26	28	31	38	50		50	56	
1330	Tauberbischofsheim	12	12	16	23	32		37	39	
1341	Eberbach			11	16	24		30	41	
1350	Weinheim (Schriesheim)	3	3	5	9	15		9	19	
1370	Murgschifferschaft	18	16	25	27	36		40	47	
1390	Hausach	28	29	36	42	60		85	98	
1400	Donaueschingen	12	12	31	45	41		49	50	
1410	Schönau_ALT	26	26	59	46	51				
1411	Schönau						56	65	69	
1440	Freiburg	19	21	26	26	26		38	44	
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	4	3	7	13		25	30	43	

Tabelle 3-5: Bereinigte Anzahl der Flechtenarten an Borke lebender Bäume in den Pufferzonen von 21 Waldflächen 1986 bis 2018.

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen aller Waldstandorte 1986 bis 2018 bereinigt um immissionstolerante Arten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004).

Flechtenarten pro Waldstandort (Pufferzone) bereinigt um resistente Arten (DOLNIK & RASSMUS 2004).									
Untersuchungsjahr		1986	1991	1996	2002	2009	2011	2015	2018
Waldstandort									
Nr.	Name								
1020	Überlingen	5	4	18	15	17		23	26
1030	Bad Waldsee	7	12	15	22	32		29	31
1040	Wangen	4	7	16	16	18		23	30
1100	Stockach	9	10	21	19	26		29	28
1110	Wehingen	8	10	21	22	37		34	45
1140	Zwiefalten	7	12		20	29		36	32
1180	Kirchheim	2	1	2	15	15		19	19
1190	Aalen_ALT	3	3	11	20	17			
1191	Aalen						16	16	17
1211	Stuttgart				6	10		11	14
1220	Welzheim	4	4	7	14	16		23	27
1292	Eppingen			15	26	32		33	38
1300	Künzelsau	22	24	26	33	45		45	51
1330	Tauberbischofsheim	10	10	12	18	26		31	33
1341	Eberbach			5	10	13		19	28
1350	Weinheim (Schriesheim)	0	0	1	3	9		6	13
1370	Murgschifferschaft	12	14	19	19	27		30	37
1390	Hausach	24	25	31	36	50		74	87
1400	Donaueschingen	10	10	28	34	32		39	42
1410	Schönau_ALT	22	23	52	38	46			
1411	Schönau						46	54	57
1440	Freiburg	17	19	25	23	25		35	40
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	1	0	2	4		18	21	33

Tabelle 3-6: Immissionsbelastung der Waldstandorte anhand resistenter Arten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004).

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen aller Waldstandorte 1986 bis 2018 bereinigt um immissionstolerante Arten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004).

Bonitur der Immissionsbelastung anhand resistenter Arten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004)										
Untersuchungsjahr		1986	1991	1996	2002	2009	2011	2015	2018	
Waldstandort										
Nr.	Name									
1020	Überlingen	IV	IV	III	II	II		lb	lb	
1030	Bad Waldsee	III	III	II	lb	la		lb	la	
1040	Wangen	IV	III	II	II	II		lb	lb	
1100	Stockach	III	III	lb	II	lb		lb	lb	
1110	Wehingen	III	III	lb	lb	la		la	la	
1140	Zwiefalten	III	III		II	lb		la	la	
1180	Kirchheim	IV	IV	IV	II	II		II	II	
1190	Aalen_ALT	IV	IV	III	II	II				
1191	Aalen						II	II	II	
1211	Stuttgart				III	III		III	II	
1220	Welzheim	IV	IV	III	II	II		lb	lb	
1292	Eppingen			II	lb	la		la	la	
1300	Künzelsau	lb	lb	lb	la	la		la	la	
1330	Tauberbischofsheim	III	III	III	II	lb		la	la	
1341	Eberbach			IV	III	II		II	lb	
1350	Weinheim (Schriesheim)	IV	IV	IV	IV	III		III	II	
1370	Murgschifferschaft	III	II	II	II	lb		lb	la	
1390	Hausach	lb	lb	la	la	la		la	la	
1400	Donaueschingen	III	III	lb	la	la		la	la	
1410	Schönau_ALT	lb	lb	la	la	la				
1411	Schönau						la	la	la	
1440	Freiburg	II	II	lb	lb	lb		la	la	
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	IV	IV	IV	IV		II	lb	la	

Tabelle 3-7: Bereinigte Anzahl der Flechtenarten (NEU) an Borke lebender Bäume in den Pufferzonen von 21 Waldflächen 1986 bis 2018.

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen aller Waldstandorte 1986 bis 2018 bereinigt um gegenüber Immissionen resistente Flechtenarten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004) und um zusätzliche, gegenüber Nährstoffeinträgen tolerante Arten ("Neu"; Tabelle 3-2). Sign. = Signifikanzen, Mann-Kendall-Trend-Test; n.s. = kein signifikanter Trend; * oder ** = signifikanter Anstieg der Artenzahl, $p < 0,05$ oder $p < 0,005$. Werte in Klammern: Alle Zeitpunkte der Kombinationen Schönau_Alt plus Schönau bzw. Aalen_Alt plus Aalen.

Flechtenarten pro Waldstandort (Pufferzone) bereinigt um resistente und nährstofftolerante Arten ("Neu")									
Untersuchungsjahr	1986	1991	1996	2002	2009	2011	2015	2018	
Waldstandort									
Nr.	Name								Sign.
1020	Überlingen	5	4	18	15	17	23	25	*
1030	Bad Waldsee	6	11	14	20	29	27	27	*
1040	Wangen	4	7	16	16	18	22	29	**
1100	Stockach	9	10	20	18	24	27	27	**
1110	Wehingen	8	10	21	21	36	33	43	**
1140	Zwiefalten	7	11		19	29	35	29	n.s.
1180	Kirchheim	2	1	2	14	14	18	19	*
1190	Aalen_ALT	3	3	11	20	16			*
1191	Aalen					14	15	15	(*)
1211	Stuttgart				6	9	11	13	*
1220	Welzheim	4	4	7	14	14	22	25	**
1292	Eppingen			15	25	31	32	36	*
1300	Künzelsau	22	24	26	33	42	43	49	**
1330	Tauberbischofsheim	10	10	12	18	24	27	30	**
1341	Eberbach			5	10	12	17	25	*
1350	Weinheim (Schriesheim)	0	0	1	3	9	6	11	**
1370	Murgschifferschaft	12	14	19	19	27	29	37	**
1390	Hausach	24	25	31	36	50	70	80	**
1400	Donaueschingen	10	10	28	34	32	39	41	**
1410	Schönau_ALT	22	23	52	38	40			n.s.
1411	Schönau					46	54	56	(**)
1440	Freiburg	17	19	24	23	25	33	36	**
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	1	0	2	4	15	20	30	**

Tabelle 3-8: Aktualisierte Einstufung der Immissionsbelastung der Waldstandorte anhand immissions- und nährstofftoleranter Flechten.

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen aller Waldstandorte 1986 bis 2018 bereinigt um immissionstolerante Arten gemäß DOLNIK & RASMUS (2004) und weitere, gegenüber Nährstoffeinträgen toleranter Flechten ("Neu"; Tabelle 3-2).

Bonitur der Immissionsbelastung anhand resistenter und nährstofftoleranter Arten ("Neu")										
Untersuchungsjahr		1986	1991	1996	2002	2009	2011	2015	2018	
Waldstandort										
Nr.	Name									
1020	Überlingen	4	4	2	2	2		1b	1b	
1030	Bad Waldsee	3	3	2	2	1b		1b	1b	
1040	Wangen	4	3	2	2	2		1b	1b	
1100	Stockach	3	3	2	2	1b		1b	1b	
1110	Wehingen	3	3	1b	1b	1a		1a	1a	
1140	Zwiefalten	3	3		2	1b		1a	1b	
1180	Kirchheim	4	4	4	2	2		2	2	
1190	Aalen_ALT	4	4	3	2	2				
1191	Aalen						2	2	2	
1211	Stuttgart				3	3		3	2	
1220	Welzheim	4	4	4	2	2		1b	1b	
1292	Eppingen			2	1b	1a		1a	1a	
1300	Künzelsau	1b	1b	1b	1a	1a		1a	1a	
1330	Tauberbischofsheim	3	3	3	2	1b		1b	1b	
1341	Eberbach			4	3	3		2	1b	
1350	Weinheim (Schriesheim)	4	4	4	4	3		3	3	
1370	Murgschifferschaft	3	2	2	2	1b		1b	1a	
1390	Hausach	1b	1b	1a	1a	1a		1a	1a	
1400	Donaueschingen	3	3	1b	1a	1a		1a	1a	
1410	Schönau_ALT	1b	1b	1a	1a	1a				
1411	Schönau						1a	1a	1a	
1440	Freiburg	2	2	1b	1b	1b		1a	1a	
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	4	4	4	4		2	1b	1b	

Tabelle 3-9: Veränderung der Anzahl gegenüber Immissionen und Nährstoffeintrag empfindlicher Flechtenarten an Buchen.

Datengrundlage: Gesamtflechtenartenspektrum der Pufferzonen aller Waldstandorte 2002 bis 2018 bereinigt um gegenüber Immissionen resistente Flechtenarten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004) und um zusätzliche, gegenüber Nährstoffeinträgen tolerante Arten ("Neu"; Tabelle 3-2). Für frühere Erhebungen liegen keine baumartspezifischen Daten vor. Für 2009 wurden Daten der Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe Hardtwald von 2011 eingesetzt, daher gekennzeichnet als 2009*.

Signifikanzen, Mittelwertvergleich: Vom Mittelwert für die jeweils vorangegangene Untersuchung signifikant verschieden, * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,001$; *** = $p < 0,0005$ (t-Test für gepaarte Stichproben); Trend: ns = kein signifikanter Trend; Zunahme oder Abnahme über die Zeit signifikant mit $p < 0,05$ (Mann-Kendall-Trend-Test).

Untersuchungsjahr		2002	2009*	2015	2018	Trend
Waldstandort						
Nr.	Name					
1020	Überlingen	13	14	16	17	Zunahme
1030	Bad Waldsee	12	16	16	18	Zunahme
1040	Wangen	2	6	9	15	Zunahme
1100	Stockach	15	22	21	22	ns
1110	Wehingen	15	19	18	26	ns
1140	Zwiefalten	13	19	22	23	Zunahme
1180	Kirchheim	12	10	9	12	ns
1190/91	Aalen	9	8	7	5	Abnahme
1211	Stuttgart	2	2	1	8	ns
1220	Welzheim	3	7	10	9	ns
1292	Eppingen	12	10	12	13	ns
1300	Künzelsau	9	14	16	16	Zunahme
1330	Tauberbischofsheim	8	8	6	15	ns
1341	Eberbach	5	8	8	19	Zunahme
1350	Weinheim (Schriesheim)	2	7	6	11	ns
1370	Murgschifferschaft	-	-	-	-	
1390	Hausach	16	25	34	46	Zunahme
1400	Donaueschingen	14	13	13	16	ns
1410/11	Schönau	35	37	45	46	Zunahme
1440	Freiburg	5	9	11	14	Zunahme
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	2	10	12	16	Zunahme
	Mittelwert	10,2	13,2**	14,6*	18,4***	

3.3 VERGLEICH DER WALDFLÄCHEN ANHAND DER VIELFALT VON FLECHTENARTEN MIT BINDUNG AN ALTE WALDSTANDORTE 1986 – 2018

Während die Bonitierung der Waldflächen anhand der Anzahl nicht immissionstoleranter Flechtenarten unmittelbar auf die Wirkung von Immissionen oder die generelle Gunst eines Standortes für Flechten zielt, ermöglichen an historisch alte Wälder gebundene Flechten die ökologische Kontinuität und Integrität der Waldstandorte zu bewerten, die außer durch Immissionen noch von zahlreichen weiteren biotischen und abiotischen Faktoren mit Wirkung auf die standörtlichen Bedingungen beeinflusst wird. Seit 2009 wird hierzu die "Liste der Flechten aus Deutschland mit Verbreitungsschwerpunkt im Wald" (WIRTH *et al.* 2009) herangezogen. Sie listet 510 epiphytische Flechten und einige nicht lichenisierte, üblicherweise von Lichenologen miterfasste, rindenbewohnende, "flechtenähnliche" Pilze auf, von denen über 40 % als "stark" (Kategorie "A") bzw. "mäßig stark an historische Wälder gebundenen" gelten (Kategorie "(A)"). Diese Arten, die charakteristischerweise nur in historisch alten Wäldern vorkommen und vielfach nur über eine geringe Ausbreitungsfähigkeit verfügen, werden im nachfolgenden Text kurz zusammenfassend als "Waldarten" bezeichnet und meist auch nicht weiter nach Kategorien differenziert.

Bis auf wenige Ausnahmen, nämlich die drei flechtenähnlichen Pilze *Chaenothecopsis consociata*, *Sphinctrina turbinata* und *Stenocybe major*, die hier in Anlehnung an die Liste von WIRTH *et al.* (2009) als Indikatoren mitgenutzt werden, handelt es sich bei den seit 1986 insgesamt registrierten 47 Waldarten nur um Flechten. Davon wurden 36, ein Pilz und 35 Flechten, 2018 nachgewiesen. Die Entscheidung zur Einbeziehung der flechtenähnlichen Pilze erschien ausreichend hilfreich, um dafür vorübergehend das rigide Konzept "nur Flechten an lebender Borke von Baumstämmen bis in Sichthöhe" zu verlassen.

Obwohl die Definition "Zeigerarten für historisch alte Waldstandorte" eigentlich keine dynamische Entwicklung innerhalb von zwei Dekaden erwarten lässt, ist, parallel zur Gesamtzahl der Flechten- und einiger miterfasster flechtenähnlicher Pilzarten im Projekt, auch das Spektrum der Waldarten beider Kategorien seit 1996 immer artenreicher geworden (Abbildung 3-17). Der leichte Rückgang der Waldartenzahl 2002 ist durch ein vorausgegangenes Sturmereignis auf der Fläche Schönau begründet. Der starke Anstieg 2009 bis 2015 beruht in erster Linie auf der zugenommenen Anzahl der Arten mit starker Bindung an alte Wälder. Auch der Anteil der Waldarten am Gesamtartenspektrum ist signifikant gestiegen ($p < 0,05$), allerdings hat sich die Entwicklung seit 2009 verlangsamt, und 2018 ist sogar ein Rückgang zu erkennen (Abbildung 3-17). Das heißt aber lediglich, dass die Zunahme anderer Flechtenarten als Waldarten schneller verläuft und somit der Erwartung an die Definition "Zeigerart historisch alter Waldstandorte" Rechnung trägt.

Auch die im Mittel an jedem der 17 durchgehend wiederholt untersuchten Waldstandorte registrierten Waldarten beider Kategorien ist mit der Zeit kontinuierlich angestiegen von einer auf vier Arten (Abbildung 3-18; Tabelle 3-3). Bereits 2002 wurden signifikant mehr Waldarten pro Standort registriert als in der vorangegangenen Untersuchung 1996 ($p < 0,02$; Wilcoxon Test für gepaarte Stichproben) und 2015 nochmal erheblich mehr als 2009 ($p < 0,001$), doch 2018 blieb gegenüber 2015 unverändert. Auch der relative Anteil der Waldarten am Gesamtartenspektrum der Flechten plus flechtenähnliche Pilze der durchgehend untersuchten Standorte ist mit der Zeit von 5 % auf 8 % angestiegen und war 2009 signifikant höher als 1996 ($p < 0,05$), aber 2018 nicht mehr vom Ergebnis der Voruntersuchung 2015 verschieden.

Mit zunehmender Anzahl der Waldarten beider Kategorien hat sich die statistisch signifikante Korrelation zwischen der Anzahl der Waldarten und der Gesamtzahl der Flechten- und Pilzarten verbessert ($R_s = 0,69$ bis $0,92$). Gleiches gilt für den Zusammenhang zwischen der Waldartenzahl und der um resistente und nährstofftolerante Arten bereinigten Flechtenartenzahl ($R_s = 0,68$ bis $0,93$). Das heißt, dass die Heterogenität der

Standorte hinsichtlich der Faktoren, die für eine Ansiedlung von Waldarten bedeutend sind, abgenommen hat. Ein Zusammenhang zwischen diesen Variablen und der Ortshöhe über NHN besteht nicht.

Die einzelnen Waldstandorte unterscheiden sich allerdings erheblich hinsichtlich der Waldartenzahl, und auch deren zeitlicher Anstieg betrifft nicht alle Standorte gleichermaßen, wie aus Tabelle 3-10 zu entnehmen ist. Die meisten Waldarten, nämlich elf, wurden 2018 in Hausach registriert, gefolgt von Eppingen, Künzelsau und Schönau mit jeweils acht Waldarten. In Aalen, Stuttgart und Weinheim wurden bisher noch zu keinem Zeitpunkt Waldarten registriert. Bis auf die Standorte Eberbach, Karlsruhe-Hardtwald, Kirchheim, Tauberbischofsheim, Welzheim und Überlingen ist die über alle Zeitpunkte beobachtbare Zunahme der Waldarten an den übrigen zwölf Standorten statistisch signifikant (siehe Tabelle 3-10). Nur an den beiden Standorten, Künzelsau und Schönau wurden 2018 weniger Waldarten registriert als 2015, in beiden Fällen acht statt zehn Waldarten. Obwohl an beiden Standorten insgesamt mehr Flechtenarten registriert wurden als 2015 und generell das Auffinden aller zuvor registrierten Arten angestrebt wurde, können gerade die Waldarten zu denen gehören, die bei maximal 90 % Erfassungsgrad des theoretisch nachweisbaren Artenspektrums (vergl. Abbildung 2-1) mit der hier praktizierten Vorgehensweise zufällig nicht gefunden wurden.

Zur Bonitierung der Waldstandorte anhand der Waldartenzahl wurde die in vorangegangenen Auswertungen bereits eingeführte Matrix weiter verwendet (siehe Tabelle 3-11), deren Klassifizierung dem Algorithmus "Natürliche Unterbrechungen (Jenks)" folgt und ähnliche Werte gut gruppieren lässt. Die verbale Beschreibung der Bonitätsstufen reicht von A (Waldartenvielfalt "relativ naturnah") über D (Waldartenvielfalt "sehr gering") bis E (Waldarten „nicht vorhanden“). In dieser Klasse E befinden sich auch 2018 noch die drei Standorte Aalen, Stuttgart und Weinheim, das entspricht 14 % von 21 Standorten gegenüber 61 % (elf von 18) zu Beginn des Projektes 1986. Die Standorte Eberbach, Karlsruhe-Hardtwald und Wehingen werden 2018 aufgrund der gestiegenen Waldartenzahl um eine Stufe "besser" bewertet als 2015. Schönau und Künzelsau werden aufgrund der gesunkenen Waldartenzahl von A nach B "abgewertet".

Auch bei der Bonitur anhand der Waldartenzahl sind bei einem zeitlichen Vergleich derselben Standorte weniger Faktoren zu berücksichtigen als beim Vergleich verschiedener Standorte untereinander. Die enge Korrelation zwischen der bereinigten Flechtenartenzahl und der Waldartenzahl spiegelt sich in der ähnlichen räumlichen Verteilung der Standorte hinsichtlich der entsprechenden Standortbewertungen (siehe Abbildung 3-19). Auch hier separieren sich schon zu Beginn des Projektes 1986 die Flächen im äußersten Südwesten (Hausach, Freiburg und Schönau) aufgrund ihrer "besseren" Bewertung. Die Standorte südlich der Schwäbischen Alb plus Donaueschingen werden schnell reicher an Waldarten, während, abgesehen von Tauberbischofsheim und Künzelsau im Nordosten des Bundeslandes, die meisten Standorte nördlich der Alb auch 2018 noch durch das Fehlen von Waldarten (Klasse E, violett) oder eine nur "sehr geringe" Waldartenzahl (Klasse D, rot) gekennzeichnet sind.

Fazit: Parallel zur Artenvielfalt epiphytischer Flechten insgesamt steigt auch die Anzahl von Zeigerarten alter Wälder immer weiter an. Diese Altwaldarten werden hier als ein Merkmal für "Naturnähe" bzw. ökologische Kontinuität und Integrität der Wälder genutzt. Während die Standorte im äußersten Südwesten des Landes von Beginn an die meisten Altwaldarten aufweisen, verläuft die Entwicklung in der Nordhälfte, insbesondere im Nordwesten, verzögert.

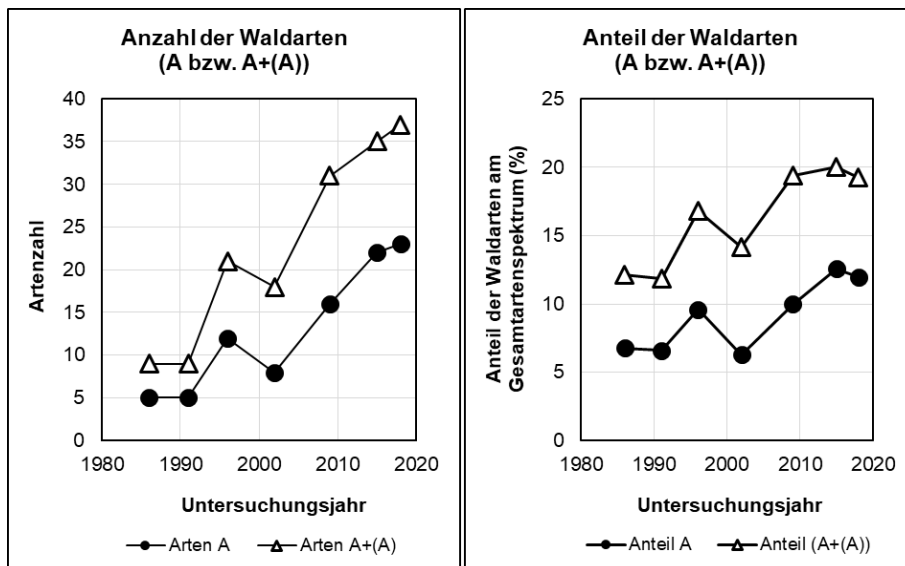


Abbildung 3-17: Zeitliche Veränderung der Artenvielfalt von Flechten und flechtenähnlichen Pilzen mit Bindung an alte Wälder an durchgehend untersuchten Waldstandorten 1986 bis 2018.

Datengrundlage: Gesamtartenspektrum der Flechten und nicht-lichenisierten ("flechtenähnlichen") Pilze der Pufferzonen von 17 seit 1986 durchgehend untersuchten Standorten, also ohne Zwiefalten, Stuttgart, Eppingen und Eberbach. Dargestellt ist die Gesamtzahl der an allen 17 Standorten registrierten Arten mit Bindung an alte Waldstandorte (Kategorie "A" = starke Bindung, bzw. beide Kategorien starke und mäßige Bindung, "A plus" ("A+")) bzw. deren prozentualer Anteil am Gesamtartenspektrum des jeweiligen Untersuchungsjahres. Für die zusammengeführten Alt- und Neu-Standorte Aalen und Schönaun und sowie für Karlsruhe wurden 2009 die Werte der Untersuchung 2011 eingesetzt. Die Anstiege der Artenzahlen Kategorie A, (A) und der Summe A plus (A) sind statistisch signifikant ($p < 0,01$; Mann-Kendall-Trend-Test). Im Fall der relativen Veränderungen ist nur die Zunahme des Anteils der Arten beider Waldartenkategorien signifikant ($p < 0,05$).

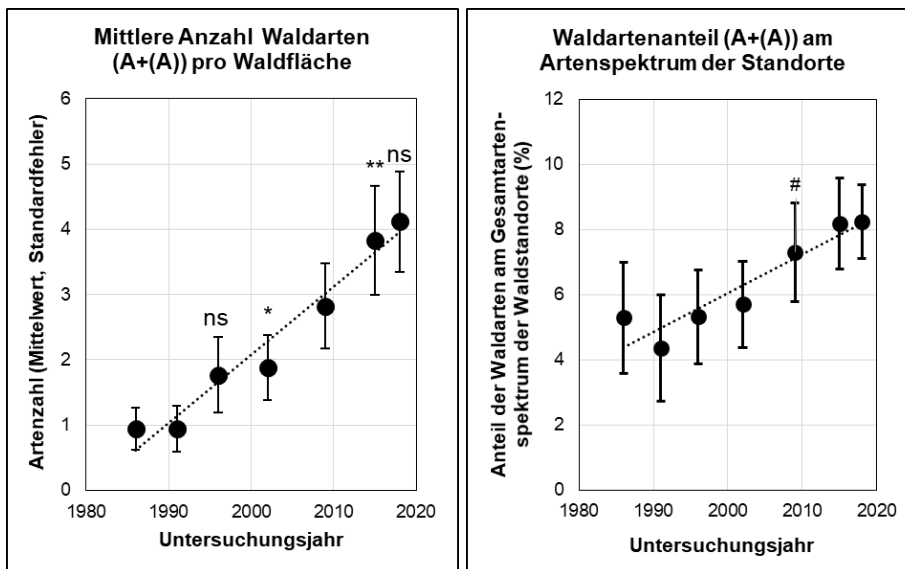


Abbildung 3-18: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechten und flechtenähnlichen Pilzen mit Bindung an alte Wälder an durchgehend untersuchten Waldstandorten 1986 bis 2018.

Datengrundlage und Waldflächenauswahl siehe Legende zu Abbildung 3-17. Signifikanzen: Sowohl die zeitliche Veränderung der mittlere Anzahl der Waldarten beider Kategorien pro Standort als auch die Veränderung des Anteils dieser Arten am Gesamtartenspektrum sind statistisch hochsignifikant (jeweils $p < 0,0001$; Friedmans ANOVA). Die Anzahl der Waldarten ist 2002 bereits höher als 1986 (* = $p < 0,02$; Wilcoxon Test für gepaarte Stichproben), 2015 größer als 2009 (** = $p < 0,001$), aber 2018 unverändert gegenüber 2015 (ns = nicht signifikant verschieden vom Ergebnis der vorangegangenen Untersuchung). Der relative Anteil der Waldarten ist erst 2009 signifikant größer als 1996 (# = $p < 0,05$) und 2018 nicht von 2015 verschieden. Gepunktete Linie = Lineare Anpassung.

Tabelle 3-10: Anzahl der Flechten und flechtenähnlichen Pilze mit starker oder mäßiger Bindung an alte Wälder für alle 21 Waldstandorte 1986 bis 2018.

Summe der Anzahl stark (Kategorie A) und mäßig (Kategorie (A)) an alte Wälder gebundener Arten für jeden Standort und jedes Untersuchungsjahr. Datengrundlage: Gesamtartenspektrum der Flechten und nicht-lichenisierten Pilze der Pufferzonen aller Waldstandorte 1986 bis 2018.

Sign. = Signifikanzen, Mann-Kendall-Trend-Test; - = keine Artenfunde; ns = kein signifikanter Trend; * = signifikanter Anstieg der Artenzahl, $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,005$. Die Daten der Standorte 1410 und 1411 (Schönau) sowie 1190 und 1191 (Aalen) wurden jeweils kombiniert. Leeres Feld = keine Daten für diesen Zeitpunkt.

Untersuchungsjahr		1986	1991	1996	2002	2009	2011	2015	2018	
Waldstandort										
Nr.	Name									Trend
1020	Überlingen	1	0	1	0	1		1	2	ns
1030	Bad Waldsee	1	1	1	2	3		3	3	*
1040	Wangen	0	0	0	2	1		3	4	**
1100	Stockach	0	0	0	0	2		3	3	*
1110	Wehingen	0	0	0	1	2		4	5	***
1140	Zwiefalten	0	1		1	2		3	3	**
1180	Kirchheim	0	0	0	0	0		1	2	ns
1191	Aalen	0	0	0	0	0	0	0	0	-
1211	Stuttgart				0	0		0	0	-
1220	Welzheim	0	0	0	0	1		1	1	ns
1292	Eppingen			3	4	6		6	8	**
1300	Künzelsau	2	4	4	6	9		10	8	**
1330	Tauberbischofsheim	2	2	1	1	3		4	4	ns
1341	Eberbach			0	0	0		0	1	ns
1350	Weinheim (Schriesheim)	0	0	0	0	0		0	0	-
1370	Murgschifferschaft	0	0	2	2	4		4	4	**
1390	Hausach	3	3	5	4	5		10	11	**
1400	Donaueschingen	0	0	4	3	5		5	7	**
1411	Schönau	3	2	8	6	7	9	10	8	*
1440	Freiburg	4	4	4	4	5		6	7	*
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	0	0	0	1		0	0	1	ns

Tabelle 3-11: Definition der Klassen zur Standortbewertung anhand der Waldartenzahl.

Anzahl der Waldarten der Kategorien A oder (A)	Bonitätsstufe	Waldarten-Vielfalt	Farbcode
keine Waldarten kommen vor	E	nicht vorhanden	violett
1 bis 2 Waldarten	D	sehr gering	rot
3 bis 4 Waldarten	C	gering	gelb
5 bis 9 Waldarten	B	mäßig ausgeprägt	grün
10 und mehr Waldarten nachgewiesen	A	relativ naturnah	blau

Tabelle 3-12: Bewertung der Waldstandorte anhand der Anzahl der Flechten und flechtenähnlichen Pilze mit starker oder mäßiger Bindung an alte Wälder.

Einstufung in die Waldartenklassen A bis E entsprechend den Angaben in Tabelle 3-11. Datengrundlage: Gesamtartenspektrum der Flechten und nicht-lichenisierten, flechtenähnlichen Pilze der Pufferzonen aller Waldstandorte 1986 bis 2018. Leeres Feld = keine Daten für diesen Zeitpunkt.

Untersuchungsjahr		1986	1991	1996	2002	2009	2011	2015	2018
Waldstandort									
Nr.	Name								
1020	Überlingen	D	E	D	E	1		D	D
1030	Bad Waldsee	D	D	D	D	C		C	C
1040	Wangen	E	E	E	D	D		C	C
1100	Stockach	E	E	E	E	D		C	C
1110	Wehingen	E	E	E	D	D		C	B
1140	Zwiefalten	E	D		D	D		C	C
1180	Kirchheim	E	E	E	E	E		D	D
1191	Aalen	E	E	E	E	E	E	E	E
1211	Stuttgart				E	E		E	E
1220	Welzheim	E	E	E	E	D		D	D
1292	Eppingen			C	C	B		B	B
1300	Künzelsau	D	C	C	B	B		A	B
1330	Tauberbischofsheim	D	D	D	D	C		C	C
1341	Eberbach			E	E	E		E	D
1350	Weinheim (Schriesheim)	E	E	E	E	E		E	E
1370	Murgschifferschaft	E	E	D	D	C		C	C
1390	Hausach	C	C	C	C	B		A	A
1400	Donaueschingen	E	E	C	C	B		B	B
1411	Schönau	C	D	B	B	B	B	A	B
1440	Freiburg	C	C	C	C	B		B	B
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	E	E	E	D		E	E	D

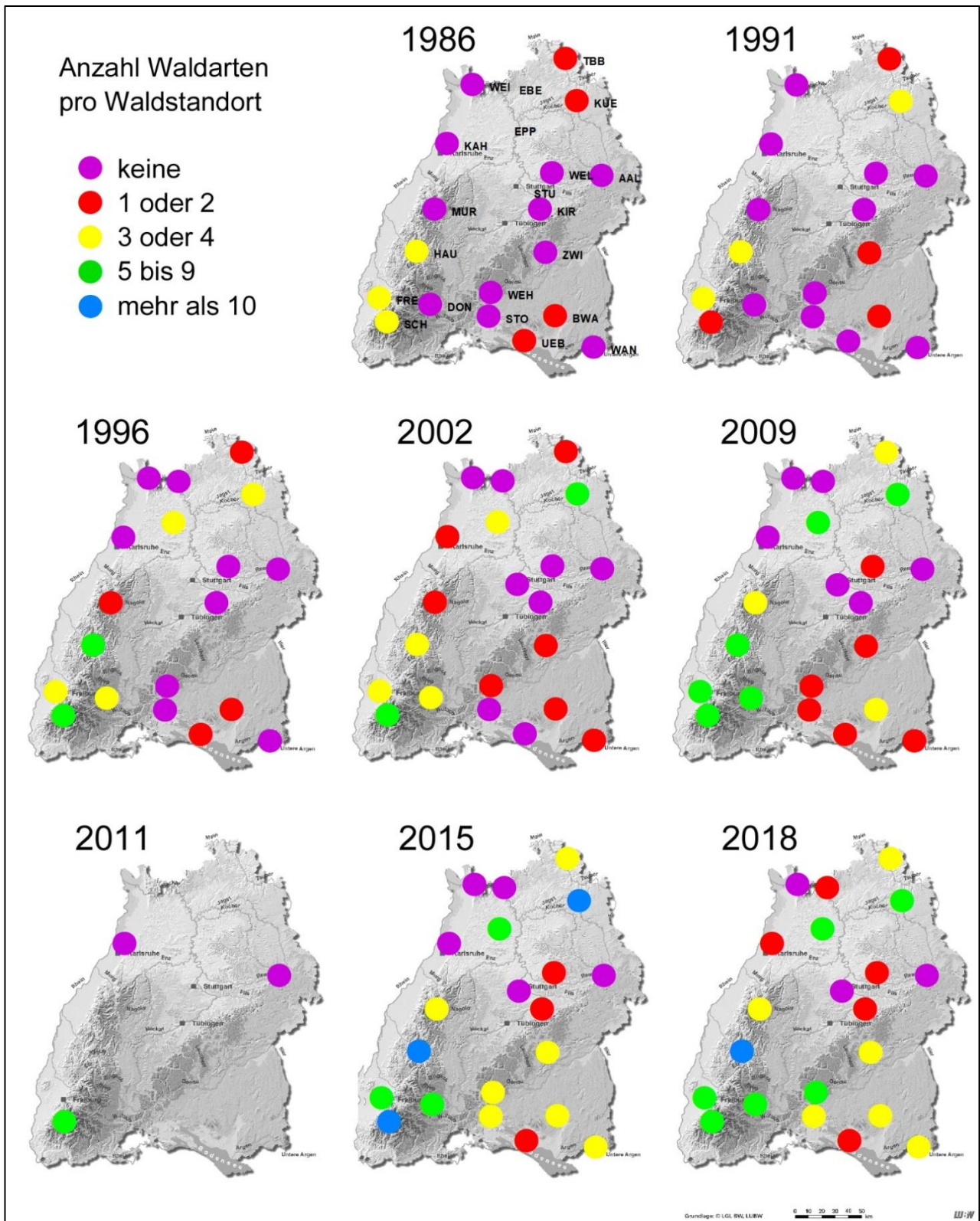


Abbildung 3-19: Kartografische Darstellung der Waldstandorte und der dort vorkommenden Anzahl an Flechten und flechtenähnlichen Pilzen mit starker oder mäßig starker Bindung an alte Wälder.

Farbige Punkte: Waldstandorte, Farbcode entsprechend den Angaben in Tabelle 3-11. Datengrundlage: Gesamtartenspektrum der Flechten und nicht-lichenisierten Pilze der Pufferzonen aller Waldstandorte 1986 bis 2018. Kartengrundlage: LGL BW, LUBW.

Tabelle 3-13: 2018 an den Waldstandorten registrierte Flechten und flechtenähnliche Pilze mit Bindung an alte Waldstandorte (WIRTH et al. 2009).

Datengrundlage: Gesamtartenspektrum 2018 der Pufferzonen, Flechten und flechtenähnliche Pilze (**). Angabe der Standorte: Kürzel und Nummer. Arten mit starker bzw. mäßiger Waldbindung sind mit A bzw. (A) gekennzeichnet. Die Standorte Aalen, Stuttgart und Weinheim weisen 2018 keine Waldarten auf und werden in der Tabelle aus Platzgründen nicht aufgeführt.

Standort Nr. (1xxx)	020	030	040	100	110	140	180	220	292	300	330	341	370	390	400	411	440	500
Arten mit starker Bindung an alte Waldstandorte – Kategorie A																		
<i>Arthonia leucopellaea</i>													•					
<i>Bacidia circumspecta</i>						•									•			
<i>Bactrospora dryina</i>									•									•
<i>Biatora efflorescens</i>																		•
<i>Biatora helvola</i>															•			
<i>Caloplaca herbidella</i>														•				
<i>Cetrelia chicitae</i>																		•
<i>Cetrelia monachorum</i>																		•
<i>Cetrelia olivetorum s.l.</i>															•			
<i>Fuscidea cyathoides</i>														•				
<i>Gyalecta fagicola</i>																		•
<i>Lecanora thysanophora</i>													•		•			
<i>Lobaria pulmonaria</i>																		•
<i>Lopadium disciforme</i>																		•
<i>Micarea cinerea</i>			•											•				
<i>Microcalicium disseminatum</i>			•															•
<i>Parmotrema crinitum</i>															•			
<i>Pertusaria hymenea</i>				•	•			•	•	•	•	•		•				•
<i>Pertusaria ophthalmiza</i>																		•
<i>Schismatomma decolorans</i>					•				•	•	•							•
<i>Sphaerophorus globosus</i>																		•
<i>Stenocybe major**</i>																		•
<i>Thelopsis rubella</i>															•			
Arten mit mäßig starker Bindung an alte Waldstandorte - Kategorie (A)																		
<i>Arthonia vinosa</i>																		•
<i>Bacidia subincompta</i>	•	•		•	•	•			•	•	•				•			
<i>Caloplaca lucifuga</i>									•	•								
<i>Chaenotheca furfuracea</i>																		•
<i>Chaenotheca stemonea</i>			•					•										•
<i>Chaenotheca trichialis</i>		•	•	•	•			•	•	•				•				•
<i>Chrysothrix candelaris</i>									•	•					•			
<i>Coniocarpon cinnabarinum</i>																		•
<i>Lecanactis abietina</i>														•				
<i>Pertusaria flavida</i>															•			
<i>Pyrenula nitida</i>	•	•		•	•				•	•							•	•
<i>Pyrenula nitidella</i>										•								•
<i>Varicellaria hemisphaerica</i>															•			

Standort Nr. (1xxx)	020	030	040	100	110	140	180	220	292	300	330	341	370	390	400	411	440	500
Artname																		
Zusammenfassung:																		
Anzahl Arten mit starker Waldbindung Kategorie A	0	0	2	1	2	1	0	1	3	2	2	1	3	6	5	8	3	0
Anzahl der Arten mit mäßig starker Waldbindung (A)	2	3	2	2	3	2	2	0	5	6	2	0	1	5	2	1	4	1
Gesamtzahl der Waldarten Kategorien A + (A)	2	3	4	3	5	3	2	1	8	8	4	1	4	11	7	9	7	1

3.4 VERÄNDERUNG DER ZEIGERWERT-MEDIANE DER FLECHTEN 1986 – 2018

Ökologische Zeigerwerte haben sich vielfach bewährt, denn sie weisen auf Umweltwirkungen oder deren zeitliche Veränderung hin. Die erstmals 1991 auch für Flechten vorgelegten Zeigerwerte wurden inzwischen erheblich überarbeitet (WIRTH 2010). In den mehr als drei Jahrzehnten seit Beginn des Projektes haben sich sowohl die Immissionssituation und die Zusammensetzung des Luftschadstoffgemischs als auch die klimatischen Verhältnisse verändert. Es ist daher zu erwarten, dass darauf beruhende Wirkungen sich in Verschiebungen der Zeigerwerthistogramme bzw. der Zeigerwertmediane der Flechten an den Waldstandorten wieder spiegeln. Im Fokus steht in diesem Kapitel allerdings weniger der individuelle Waldstandort als vielmehr die Summe aller Standorte und ihre zeitliche Veränderung. An dieser Stelle ist auch zu erwähnen, dass, je nach Zeigerwertkategorie unterschiedlich, nur für rund zwei Drittel der an den Standorten bisher registrierten Flechtenarten überhaupt Zeigerwerte vorliegen. Dies betrifft insbesondere die selteneren Flechten, so dass beispielsweise der Anteil der Arten mit bekannter Lichtzahl von anfänglich 95 % auf 76 % gesunken ist.

Es wurden die überarbeiteten neunstufigen Zeigerwerte für Licht, Temperatur, Kontinentalität, Feuchte, Reaktion/Säuregrad des Substrates und Eutrophierung/Nährstofftoleranz von WIRTH (2010) verwendet. Zu Vergleichszwecken wurden zusätzlich die 2015 veröffentlichten Zeigerwerte der Flechten der Niederlande (SPARRIUS *et al.* 2015) für "Vocht" (entspr. Feuchtezahl), "Stralingsklimaat" (entspr. Lichtzahl), "Zuurgraad" (entspr. der Reaktionszahl bzw. dem pH-Wert des Substrates), "Nutriëntenrijkdom" (entspr. Eutrophierungszahl), "Temperatuur", und "Continentaliteit" herangezogen. Im Unterschied zu den Werten von WIRTH (2010) sind diese allerdings nicht neun- sondern fünfstufig. Zusätzlich wurden die Mediane der von WIRTH (2010) bzw. KIRSCHBAUM & WIRTH (2010) eingeführten kombinierten Zeigerwerte "Klimaökologische Ozeanität" (KO-Wert) bzw. "Klimawert" (KW) berechnet. Der KO-Wert ist eine aus der Kontinentalitätszahl und der Feuchtezahl abgeleitete Größe, die gemäß $KO = (10 - K + F) / 2$ berechnet wird. Sie reicht von 1-2 = "sehr stark kontinental getönte Standorte mit großer Temperaturamplitude besiedelnd" bis 8-9 = "klimaökologisch extrem ozeanische Standorte besiedelnd, geringe Temperaturamplitude im Jahresverlauf, milde Winter, feuchtes Klima". Der Klimawert indes kombiniert Kontinentalitäts- und Temperaturzahl gemäß $KW = (10 - K + T) / 2$. Arten mit z. B. $KW > 6,5$ haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in subatlantisch-submediterranean Regionen mit mild-feuchten Wintern und warm-feuchten Sommern. In beiden Fällen impliziert eine Veränderung der Werte eine Verschiebung der klimatischen Verhältnisse, im Fall steigender KO-Zahlmediane beispielsweise hin zu ozeanischeren Bedingungen (geringere Amplitude der Jahrestemperatur, milde Winter, feuchtes Klima; WIRTH 2010).

Tabelle 3-14: Veränderung der Zeigerwertmediane der Flechten 1986 bis 2018.

Für alle Standorte und jedes Untersuchungsjahr wurde erst der Median der Zeigerwerte der Flechten berechnet. Für den projektweiten zeitlichen Vergleich wurden dann die arithmetischen Mittelwerte der Mediane aller Standorte und Jahre berechnet, die in der Tabelle aufgeführt sind. Zeigerwerte L, T, K, F, R, N und KO aus WIRTH (2010), KW aus KIRSCHBAUM & WIRTH (2010). Für eine Erklärung der niederländischen Zeigerwerte ("Indicatiewaarden"; SPARRIUS et al. 2015) „Stralingsklimaat“, „Zuurgraad“ und „Nutriëntenrijkdom“ wird auf den Text verwiesen. Die Mediane für „Vocht“, „Continentalität“ und „Temperatuur“ betragen über alle Zeitpunkte an allen Standorten gleichbleibend 3 bzw. zweimal 5 und sind deshalb nicht aufgeführt. Signifikanzen: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,005$ (t-Test für gepaarte Stichproben); ns = kein signifikanter Unterschied zur vorangegangenen Erhebung.

Untersuchungsjahr	1986	1991	1996	2002	2009	2015	2018
Anzahl Standorte	18	18	19	21	21	21	21
Zeigerwert							
Lichtzahl, L	5,44	5,53	4,95*	4,83	4,57**	4,60	4,60
Temperaturzahl, T	4,78	4,81	4,84	4,90	4,98 ^{ns}	4,95	4,95
Kontinentalitätszahl, K	5,39	5,36	4,95*	4,83**	4,29	4,24	4,12
Feuchtezahl, F	3,67	3,75	3,84	3,95	4,00	4,12**	4,14
Reaktionszahl, R	3,56	3,67	3,89*	4,29**	4,48	4,57	4,64
Eutrophierungszahl, N	3,78	3,89	3,84	3,57	3,62	3,48	3,69 ^{ns}
Klimawert, KW	4,75	4,76	5,09*	5,07**	5,35	5,43	5,50
Klimaökologische Ozeanität, KO	4,33	4,32	4,64**	4,70	4,92	5,02	5,02
Stralingsklimaat	6,89	7,00	6,21	6,00**	5,62	5,57	5,76
Zuurgraad	2,94	3,00	3,47*	3,57	3,81**	3,52	4,00
Nutriëntenrijkdom	2,39	2,17	3,21*	3,33**	3,86	3,57	4,14

Insgesamt zeigt der projektweite Trend bei allen Zeigerwerten einen kontinuierlichen Verlauf, doch an den einzelnen Standorten haben sich die Zeigerwertmediane uneinheitlich, teilweise sogar gegenläufig, verändert. Abbildung 3-21 zeigt die mittlere zeitliche Veränderung für jeden Zeigerwert und beispielhaft Standorte mit starker oder schwacher Zu- oder Abnahme des jeweiligen Medians seit 1986. Eine Tabelle mit den Einzelwerten für jeden Standort befindet sich im Tabellenband.

- Lichtzahl L: Abnahme an 15 Standorten, am stärksten in Aalen (von 7 auf 4), Kirchheim und Stockach (beide 5,5 auf 4; alle anderen Abnahme um 0,5 oder 1). Keine Veränderung in Künzelsau, geringer Anstieg an fünf Standorten, darunter Tauberbischofsheim und Weinheim (Abbildung 3-21). Mit dem niederländischen Zeigerwert „Stralingsklimaat“ erhält man eine übereinstimmende Darstellung. Veränderte Lichtzahlmediane müssen aber nicht ausschließlich auf veränderte Lichtverhältnisse in den Beständen hinweisen. Denn der Rückgang der medianen Lichtzahl beruht größtenteils auf der Einwanderung walddispersiver Arten, die zu Beginn des Projekts, insbesondere an hoch immissionsbelasteten Standorten, noch selten waren oder fehlten. Zerstreute Vorkommen damals ebenfalls seltener nährstofftoleranter Flechten (*Phaeophyscia*-, *Physcia*- und *Xanthoria*-Arten) mit hohen Lichtzahlen überkompensieren diese Entwicklung in Tauberbischofsheim und Weinheim. An dem bereits zu Beginn artenreichen Standort Hausach ist der Lichtzahlmedian moderat von 6 auf 5 gesunken und könnte hier tatsächlich auf reduziertes Lichtangebot infolge eines stärker geschlossenen Bestandes hindeuten.
- Temperaturzahl T: Leichter Anstieg über alle Standorte. An 16 von 21 Standorten gar keine Veränderung, stärkster Anstieg in Wangen (4 auf 5) und Freiburg (5 auf 6). In Wangen wurden für hoch-

gelegene Standorte eigentlich typische Flechten mit relativ geringen T-Zahlen, wie *Hypogymnia farinacea* oder *Pseudevernia furfuracea* nach 2002 nicht mehr registriert, während Flechten mit höheren T-Zahlen, wie *Arthonia spadicea*, *Graphis scripta*, *Normandina pulchella* oder *Porina*-Arten hinzukamen. In Freiburg beruht der Anstieg des T-Zahlmedians vorwiegend auf der Einwanderung von Flechten mit hohen T-Zahlen, wie *Bacidia rubella*, *Bactrospora dryina*, *Porina leptalea* und, erst 2018, *Coniocarpon cinnabarinum* (Abbildung 3-5).

- Kontinentalitätszahl K: Starke Abnahme des mittleren Medians von 5,4 auf 4,1. Am stärksten ist die Abnahme in Welzheim, Stockach, Wehingen, Aalen, Kirchheim und Wangen (hinsichtlich der Veränderung in abnehmender Reihenfolge sortiert). Am Standort Welzheim ebenso wie in Wangen stellen subatlantische Flechten die Mehrheit der seit 1996 neu eingewanderten Arten. Unverändert geblieben sind die K-Zahlmediane an den vier Standorten Stuttgart, Eppingen Künzelsau und Tauberbischofsheim. An den beiden im Nordosten des Bundeslandes gelegenen Standorten Künzelsau und Tauberbischofsheim sowie an dem erstmals 1996 untersuchten Standort Eppingen halten sich unter den neu eingewanderten Flechten subatlantische Arten mit niedrigen K-Zahlen und in Mittel- bis Osteuropa verbreitete Arten mit höheren K-Zahlen die Waage.
- Feuchtezahl F: Sehr geringer Anstieg des mittleren Medians über alle Standorte. Abnahme in Donaueschingen (6 auf 5), keine Veränderung in Eppingen, Hausach, Künzelsau, Murgschifferschaft, Stuttgart, Tauberbischofsheim, Überlingen. Geringste Zunahme in Schönau (von 4,5 auf 5), stärkste Zunahme in Weinheim (3 auf 4). In Donaueschingen sind seit 1996 mehr Flechtenarten mit geringen F-Zahlen eingewandert, z. B. *Buellia griseovirens*, *Violella fucata* oder *Pertusaria amara*, als Arten mit F-Zahl ab 6, z. B. *Loxospora elatina* oder *Ochrolechia androgyna*. Alle waren schon zu Beginn der Untersuchungen an diesem Standort zu erwarten. In Weinheim beruht die Zunahme des F-Zahlmedians ebenfalls auf der Einwanderung häufiger walddispersiver Flechten mit F-Zahl 3 bis 5, nachdem bis 1991 nur *Lecanora conizaeoides*, *Lepraria incana* (beide F3) und *L. finkii* (F4) dort vorkamen. Weinheim ist ein relativ trockener Standort und die beobachtete Veränderung geht damit eher auf gesunkene Immissionen zurück.
- Reaktionszahl R: Zunahme des mittleren Medians von 3,6 auf 4,6. Stärkste Zunahme (alle plus 2) in Aalen, Eberbach, Karlsruhe, Kirchheim, Stockach und Weinheim. Leichter Anstieg in Wangen (von 3 auf 4) und Hausach (von 4 auf 5). Der Nadelwald-Standort Murgschifferschaft bleibt unverändert bei 3. Nahezu unverändert Schönau (3 auf 3,5). Mit dem niederländischen Zeigerwert „Zuurgraad“ (=Azidität) erhält man eine weitgehend übereinstimmende Darstellung. Die Veränderungen sind eine direkte Folge der Reduktion saurer Immissionen. In Kirchheim beispielsweise wanderten Flechtenarten mit R-Zahl über 3 erst ab 1996 ein und stellen dort heute rund 95 % der vorkommenden Arten.
- Eutrophierungszahl N: Geringfügige, nicht signifikante Abnahme über alle Standorte, jedoch unterschiedliche Verläufe an den einzelnen Waldstandorten. Stärkste Abnahme (von 5 auf 4) in Welzheim, stärkster Anstieg in Wangen und Tauberbischofsheim (von 3 auf 4). Deutliche Unterschiede zwischen den Standorten hinsichtlich der Höhe der N-Zahlen. So sind die Nadelwaldstandorte Murgschifferschaft und Donaueschingen sowie der hoch gelegene Buchenstandort Schönau mit geringen N-Zahlmedianen gekennzeichnet (2 bis 3), die tiefer gelegenen Laubwaldstandorte mit höheren Werten (3,5 bis 5). Der entsprechende niederländische Zeigerwert „Nutrientenrijkdom“ (NUT) hingegen steigt über die Jahre signifikant an. Nur die drei Standorte Eppingen, Stockach und

Schönau zeigen sich unverändert, während an allen anderen Standorten ein teils kräftiger Anstieg stattgefunden hat, am kräftigsten in Karlsruhe und Weinheim (von 1 auf 5), gefolgt von Murgschifferschaft und Donaueschingen (1 auf 3) bzw. Hausach, Tauberbischofsheim oder Freiburg (3 auf 5) mit Anstieg um plus 2 oder weniger. Der Grund für die unterschiedliche Bewertung liegt in der abweichenden Einstufung der Flechtenarten mit geringen Eutrophierungszahlen. Während beispielsweise in Karlsruhe ab 2002 nur noch Flechten mit NUT ab 5 hinzukamen, hatten die bis 1996 vorherrschenden Arten mehrheitlich eine N-Zahl von 5 und die später auftretenden Arten N-Zahlen über fast das gesamte Spektrum von 2 (z.B. *Hypocenomyce scalaris* oder *Pertusaria leioplaca*) bis 8 oder 9 (*Physcia adscendens* bzw. *Phaeophyscia orbicularis*). Es erscheint fragwürdig, aus verschobenen NUT-Zahlmedianen oder dem vereinzelt Auftreten von Flechten mit hohen N- bzw. NUT-Zahlen (Präsenz/Absenz am Standort) auf erhöhte Nährstoffeinträge zu schließen. Die beobachteten Veränderungen korrelieren nicht mit den für die jeweilige Umgebung der Waldstandorte veröffentlichten Stickstoff-Depositionsdaten (UBA 2011, 2018). Zur Bioindikation eutrophierender Immissionen mit Flechten und mögliche Wechselwirkungen mit Klimaveränderungen wird hier auf Kapitel 3.7 verwiesen.

- Klimaökologische Ozeanität (KO): Leichter Anstieg der mittleren Mediane von 4,4 auf 5,0. Keine Veränderung in Stuttgart und Künzelsau, stärkster Anstieg um bis zu plus 1,25 in Aalen, Kirchheim, Karlsruhe-Hardtwald, Stockach und Welzheim. Die höchsten Werte für 2018 entfallen auf die Standorte Freiburg und Überlingen (5,5).
- Klimawert (KW): Leichter Anstieg von 4,8 auf 5,5. Nur Künzelsau und Schönau sind unverändert geblieben, allerdings auf unterschiedlicher Höhe (5,5 bzw. 4,5), an allen anderen Standorten um bis zu plus 1,5 gestiegene Werte. Stärkste Zunahme in Aalen, Kirchheim, Stockach, Überlingen und Welzheim. Die niedrigsten KW-Mediane weisen 2018 die geografisch hochgelegenen Standorte Schönau, Murgschifferschaft und Donaueschingen auf (jeweils 4,5). Die höchsten Werte wurden für Freiburg (6,5), Eppingen, Kirchheim, Stockach, Überlingen und Zwiefalten (alle 6,0) berechnet.

Fazit: Ökologische Zeigerwerte, soweit sie für die vorkommenden Arten veröffentlicht sind, können erste Hinweise auf Umweltveränderungen geben. Die gestiegenen Reaktionszahlmediane verdeutlichen den Effekt der erheblich reduzierten sauren Immissionen, aufgrund derer die Flechtenartenvielfalt bis in die ausgehenden 1990er-Jahre stark reduziert war. Da viele der inzwischen eingewanderten und für solche Standorte typischen Flechtenarten durch relativ geringe Lichtzahlen gekennzeichnet sind, muss der im Mittel gesunkene Lichtzahlmedian also nicht ausschließlich auf veränderte Beleuchtungsverhältnisse, etwa infolge dichter geschlossener Bestände, hinweisen. Während die Temperaturzahl-Mediane nur geringfügig angestiegen sind, nehmen die Kontinentalitätszahl-Mediane parallel zum Anstieg von Klimawert und klimaökologischer Ozeanität kontinuierlich zu. Die deutlichen Veränderungen dieser Werte indizieren Wirkungen der gestiegenen Temperatur und eine Verschiebung hin zu geringerer Kontinentalität, also hin zu ozeanischeren Bedingungen (geringere Amplitude der Jahrestemperatur, mildere Winter, feuchtes Klima).

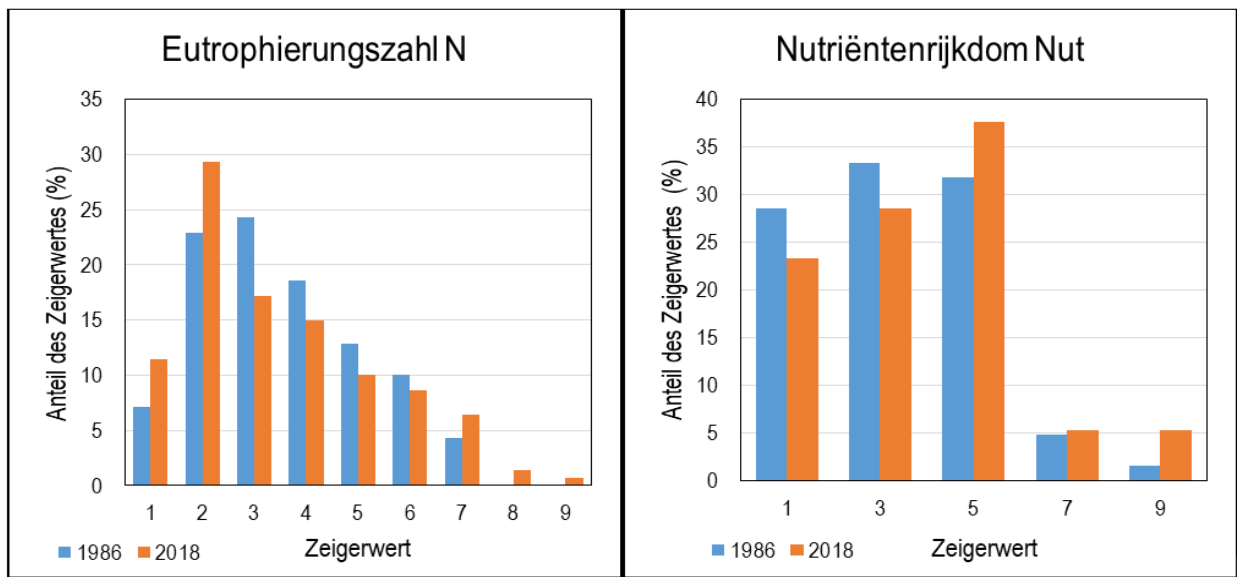
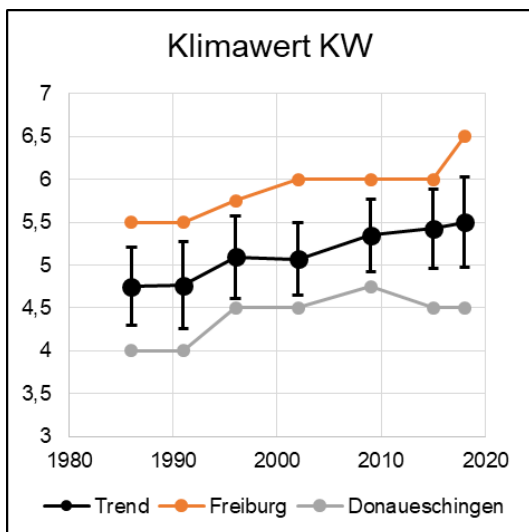
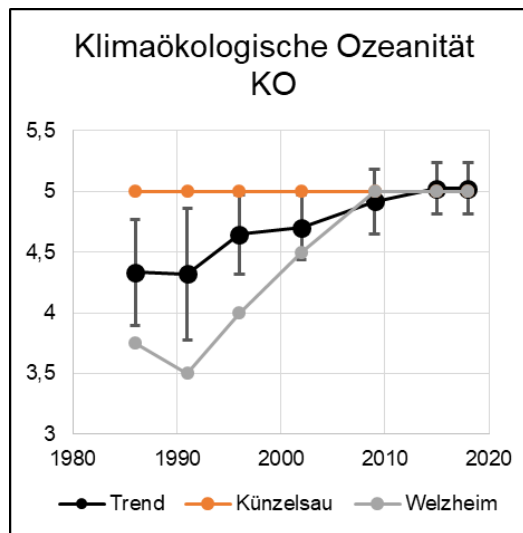
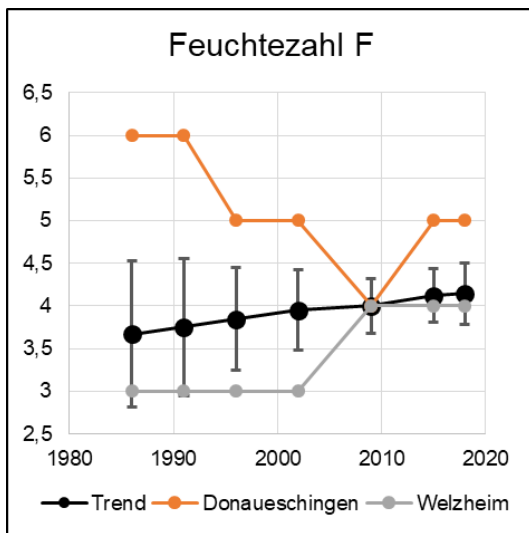
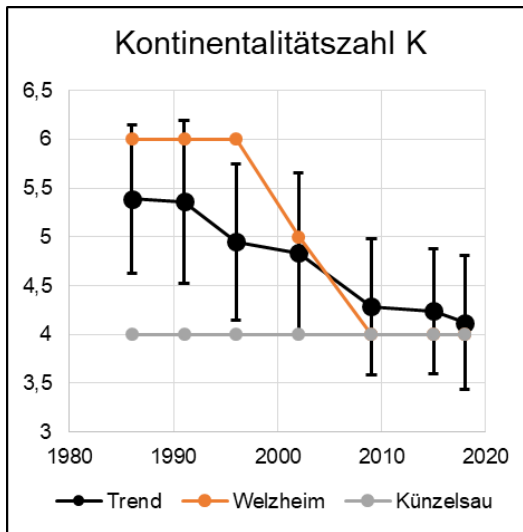
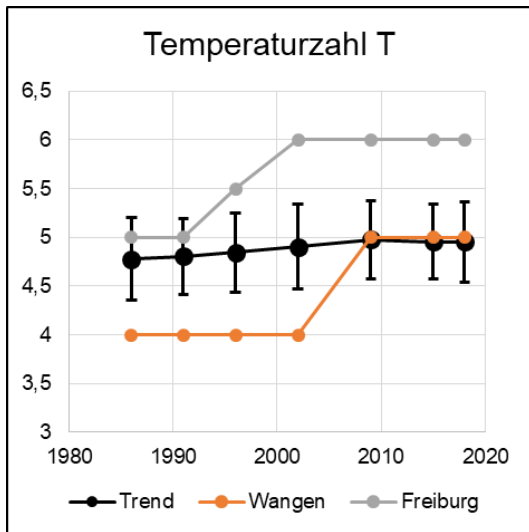


Abbildung 3-20: Histogramme der Eutrophierungszahl N und des analogen Zeigerwertes Nutriëntenrijkdom Nut der Flechtenartenspektren von 1986 und 2018.

Datengrundlage: Flechtenarten der Pufferzonen von 18 Waldstandorten 1986 und 2018. Eutrophierungszahl N aus WIRTH (2010), analoger niederländischer Zeigerwert "Nutriëntenrijkdom" (Nut) aus SPARRIUS et al. (2015). Darstellung: Prozentuale Häufigkeit der jeweiligen Zeigerwerte am Artenspektrum. Nicht für alle Arten liegen Zeigerwerte vor. Indifferente Arten sind nicht berücksichtigt.



Abbildungsunterschrift auf nachfolgender Seite

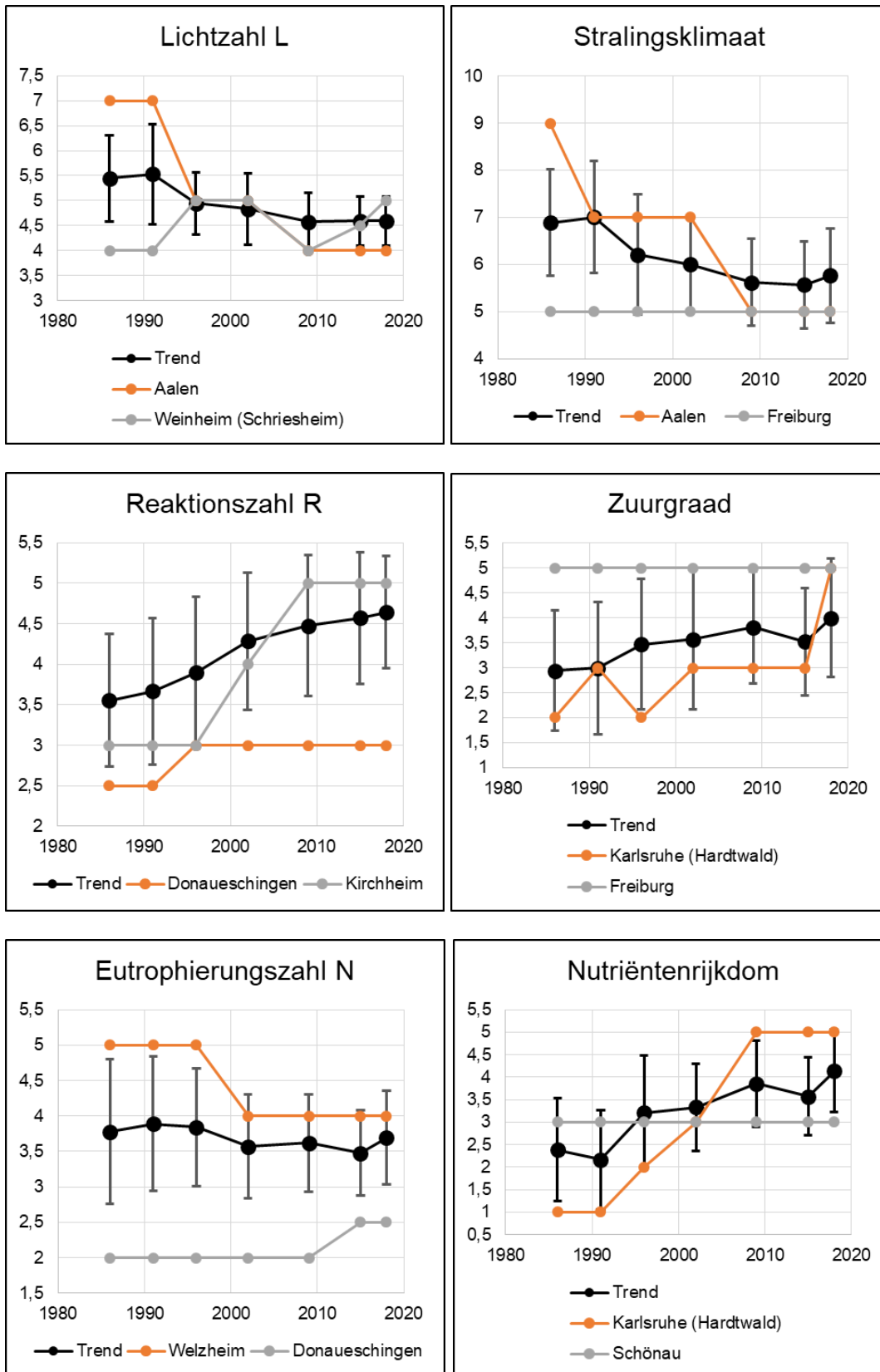


Abbildung 3-21: Veränderung der Zeigerwertmediane der Flechten seit 1986.

Zeigerwertmediane für alle Waldflächen und jedes Untersuchungs-jahr. Datengrundlage: Gesamtartenspektren der Waldstandorte. Für Aalen und Schönau wurden jeweils die Werte der alten und neuen Standorte kombiniert. Für Karlsruhe-Hardtwald wurde für 2009 der 2011 ermittelte Wert eingesetzt. Trend: arithmetische Mittelwerte \pm Standardabweichung der Zeigerwertmediane aller Standorte eines Untersuchungs-jahres. Für jeden Zeigerwert sind beispielhaft Daten mit starker Zu- oder Abnahme oder mit gegenläufiger Entwicklung dargestellt. Zur Erläuterung der Zeigerwerte siehe Text. Auf der **folgenden Seite** ist die Entwicklung analoger Zeigerwerte nebeneinander dargestellt. Die Mediane für „Vocht“, „Continuität“ und „Temperatur“ betragen über alle Zeitpunkte an allen Standorten gleichbleibend 3 bzw. zweimal 5 und werden deshalb nicht dargestellt.

3.5 EFFIZIENZ DER ARTERFASSUNG MIT DER EU-FORESTBIOTA-METHODE

Der Wechsel der Methode zur quantitativen Bestimmung von Umweltwirkungen auf die Flechtenbiota weg von der Beobachtung des Flächenwachstums individueller Flechtenlager hin zur Bestimmung der Flechtenfrequenz erfolgte 2009 mit dem Ziel, die Flechtenbiota auf einer größeren Trägerbaumstichprobe für den jeweiligen Standort repräsentativer und hinsichtlich des vorhandenen Artenspektrums effizienter zu erfassen. Auch die Zahl der Phorophyten ("Flechtenbäume") war vorher mit vier oder fünf pro Standort gering und ihre Auswahl erfolgte nach subjektiven Kriterien, wie dem Vorkommen möglichst vieler epiphytischer Flechten. Schließlich wollte man nicht nur die eventuelle Besiedlung freier Borkenareale beobachten, sondern auch die Veränderungen bereits bestehender Flechtenrasen. Durch die Umstellung auf die EU-ForestBIOTA-Methode (kurz: EU-Methode; STOFER *et al.* 2003) steigt die Zahl der zu untersuchenden Bäume und Baumarten auf das Dreifache und damit, bei vergleichbarer Gesamtgröße der auf Flechten untersuchten Baumstammoberfläche, auch die Möglichkeit, das Flechtenartenspektrum repräsentativer und für quantitative Auswertungen vollständiger zu erfassen. Um graduelle Unterschiede in der relativen Häufigkeit bestimmter Flechten mit der EU-Methode beziffern zu können, müssen diese Arten auch mehrfach im Zählgitter registriert worden sein, was für selten vorkommende Arten wiederum wenig wahrscheinlich ist. Ebenso wie die mit einem reproduzierbaren Abschlusskriterium praktizierte Absuche der Waldstandorte ("standardisierte Artensuche") ermöglicht auch die EU-Methode keine vollständige Erfassung des Flechtenartenspektrums, dafür aber eine detailliertere Gewichtung der Artvorkommen und ihrer artspezifischen Toleranz gegenüber ökologischen Zwängen auf einer nach Repräsentanz ausgewählten Substratstichprobe.

Tabelle 3-15 enthält einige Kennzahlen zur Überprüfung der Effizienz der EU-Methode hinsichtlich der Erfassung des Flechtenartenspektrums 2018 und in den vorangegangenen Erhebungen 2009 und 2015. Die Daten der drei erst 2011 untersuchten Standorte 1191-Aalen, 1411-Schönau und 1500-Karlsruhe-Hardtwald wurden in den Datensatz von 2009 eingefügt. Unterschiede zu den im Bericht der Erhebung von 2015 angegebenen Werten beruhen auf der jetzt konsequenteren Abtrennung der Flechten von den fakultativ- oder nicht-lichenisierten ("flechtenähnlichen") Pilzen. 2018 wurden 136 der insgesamt 188 Flechtenarten anhand der EU-Methode erfasst, also 72 % des gesamten Artenspektrums. In den Voruntersuchungen 2015 und 2009 war die Rate mit 80 % bzw. 78 % etwas höher. Die stete Zunahme der mittels standardisierter Artensuche erfassten Flechtenartenvielfalt der Waldstandorte spiegelt sich in einer relativ langsameren, gleichwohl signifikanten Zunahme der in der Fläche der Zählgitter registrierten Flechtenarten wieder. Mit steigender mittlerer Gesamtartenzahl ist die mittlere Erfassungsrate der EU-Methode von 74 % im Jahr 2009 auf jetzt 67 % gesunken. Auch innerhalb einer Episode zeigen sich starke Unterschiede hinsichtlich des Erfassungsgrades, die von der Verteilung der insgesamt vorkommenden Arten auf die Bäume bestimmt wird. Die mittlere Arten-dichte, also die pro Quadratmeter Zählgitterfläche registrierte Anzahl verschiedener Flechtenarten an den 21 Waldstandorten, ist seit 2009 parallel zur Artenvielfalt und der Frequenzsumme der Flechten signifikant angestiegen. Zwischen den Standorten gibt es allerdings erhebliche Unterschiede, sowohl innerhalb einer Episode als auch hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung seit 2009 (Abbildung 3-22). Die höchste Artendichte weisen 2018 die Standorte Hausach (19,2 Flechtenarten/m²), Schönau (15,0) und Donaueschingen (14,2) auf, am geringsten ist sie in Weinheim (3,2), Kirchheim (4,3) und Aalen (5,6).

Die zwischenzeitlich starke Abnahme der Artendichte am Standort Weinheim beruht auf dem Ausfall einer 2009 untersuchten Eiche (Nr. 13509) mit damals hoher Frequenz weniger Arten (*Lecanora expallens* und *Lepraria finkii*). Während 2009 an fünf von 14 Bäumen gar keine Flechten registriert wurden, wiesen 2015 alle 14 an diesem Standort untersuchten Buchen Flechten auf, wenn auch in geringer Frequenz. Zwischen 2015 und 2018 ist die Artenzahl gestiegen, sogar über den Wert von 2009. Diese Arten haben sich gleichmä-

ßiger auf den Buchen verteilt, wie aus den gegenüber 2015 deutlich angestiegenen Werten für Shannon-Index H' und Evenness J' für 2018 hervorgeht. Der Shannon-Index fasst Artenzahl und Artenverteilung in einem Wert zusammen, und die Evenness (PIELOU 1975) gibt an, bis zu welchem Grad die maximal mögliche Gleichverteilung der Arten erreicht wird. Geringe Evenness bedeutet hohe Dominanz einer Art bei oftmals geringer Artenzahl. Abgesehen vom Standort Weinheim, der hinsichtlich der beiden Indizes H' und J' wieder den anderen artenarmen Standorten ähnelt, sind die Veränderungen von H' und J' nur gering. An einigen Standorten sind sowohl H' als auch J' angestiegen (siehe Abbildung 3-23), das heißt, die Flechtenarten wurden zahlreicher und haben sich gleichmäßiger über die untersuchte Stichprobe (= die Summe der Zählgitterflächen) verteilt. Dies betrifft die Standorte Aalen, Eberbach, Eppingen und Karlsruhe-Hardtwald. Für die immissionsökologische Beurteilung der Waldflächen eignen sich allerdings weder H' noch J' , da seltener vorkommende Arten bei beiden Indizes kaum eine Rolle spielen und gerade viele der seltenen Arten auf Störungen empfindlich reagieren oder sich unter Belastung nicht etablieren können. Hier dienen diese Werte lediglich dazu, die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit der EU-Methode für die Standorte zueinander zu überprüfen.

Um einen Nachteil der Umstellung auf die Frequenzbestimmung zu kompensieren, nämlich das Fehlen von Daten für die ersten Untersuchungsjahre, wurden auf den 1986 eingerichteten Dauerbeobachtungsbäumen nachträglich die Flechtenfrequenzen bestimmt (STAPPER & APTROOT 2010) und diese Bäume auf Wunsch der LUBW durchgehend gemeinsam mit den zur Frequenzbestimmung ausgewählten Bäumen weiterverwendet. Aufgrund der Folienhöhe von nur 45 cm konnte zwar nur ein viermaschiges Gitter in den Haupthimmelsrichtungen aufgelegt werden, doch in der Kontrolle für den Zeitpunkt 2009 ergeben sich dadurch über alle untersuchten Standorte nach Multiplikation der Frequenzwerte mit 1,25 nur geringe Abweichungen (im Mittel $\pm 5\%$) von den mit dem fünfmaschigen Gitter bestimmten Werten. Es liegen heute für 15 durchgehend untersuchte Standorte Flechtenfrequenzwerte über das gesamte Projekt vor (Tabelle 3-16). Aufgrund der geringen Anzahl von Bäumen pro Standort ist der Erfassungsgrad des Artenspektrums mit 36 bis 47 % allerdings gering, weshalb zeitliche Veränderungen, insbesondere wenn sich diese nur an eher selten vorkommenden Arten manifestieren, damit nicht dargestellt werden können. Veränderungen häufiger Arten lassen sich jedoch darstellen. Der in einem früheren Bericht (STAPPER & APTROOT 2010) bereits dokumentierte Rückgang der großen Blattflechten *Melanelixia glabratula* oder *Parmelia sulcata* hält weiter an, ebenso der Rückgang der an saure Substrate angepassten und gegenüber Nährstoffeinträgen empfindlichen Blattflechte *Hypogymnia physodes* (WIRTH *et al.* 2013). Noch rascher ist der Rückgang der stark acidophytischen Krustenflechte *Lecanora conizaeoides* verlaufen, die in der untersuchten Stichprobe seit 2015 nicht mehr registriert wurde. Während die Schriftflechte *Graphis scripta* zu allen Untersuchungszeitpunkten ähnlich häufig war, sind andere Flechtenarten mit ebenfalls *Trentepohlia*-Algen als Photobiont, darunter z. B. *Pseudosagedia aenea* oder *Porina leptalea*, seit Ende der 1990er-Jahre häufiger geworden. Multiple Regression der ökologischen Zeigerwerte (WIRTH 2010) als unabhängige Variablen mit der Flechtenfrequenz als abhängiger Variablen weist signifikante Effekte nur für die Lichtzahl und, etwas stärker, für die Reaktionszahl aus, was auch an dem offensichtlichen Rückgang acidophytischer Arten mit Reaktionszahl <3 erkennbar ist. Der Rückgang der Lichtzahl als ein Hinweis auf abnehmende Beleuchtungsstärke deutet sich auch bereits anhand der Veränderungen des Artenspektrums an (siehe Abbildung 3-21 und Tabelle 3-14). Zeitliche Veränderungen nitrophytischer Flechten sind statistisch nicht signifikant. Deren Anzahl und Beitrag zur Frequenzsumme nimmt erst in den letzten Jahren zu. Erkennbar ist auch die Zunahme der Klimawandelindikatoren (VDI 2017), deren Frequenzsumme sich seit 1986 fast verfünffacht hat. Für eine höhere zeitliche und räumliche Auflösung sind jedoch die mit der EU-Methode an einer größeren Anzahl untersuchter Bäume gewonnenen Daten erforderlich.

Fazit: Seit 2009 werden an jedem Waldstandort an einer nach Repräsentanzgesichtspunkten ausgewählten Baumstichprobe die Frequenzwerte der Flechten bestimmt, um diese zur Bioindikation von Immissions- und Klimawirkungen zu nutzen. Dabei werden, abhängig von der Gesamtzahl der Flechtenarten und deren Verteilung auf die Bäume zwischen 50 und 85 % der am jeweiligen Standort bekannten Flechten berücksichtigt. Die Zunahme der Artendichte sowie des Shannon-Index und der Evenness als einem Maß für die gleichmäßigere Verteilung einer gestiegenen Artenzahl bestätigen die insgesamt bessere Bewertung der Waldflächen anhand der insgesamt dort jeweils registrierten Flechtenarten.

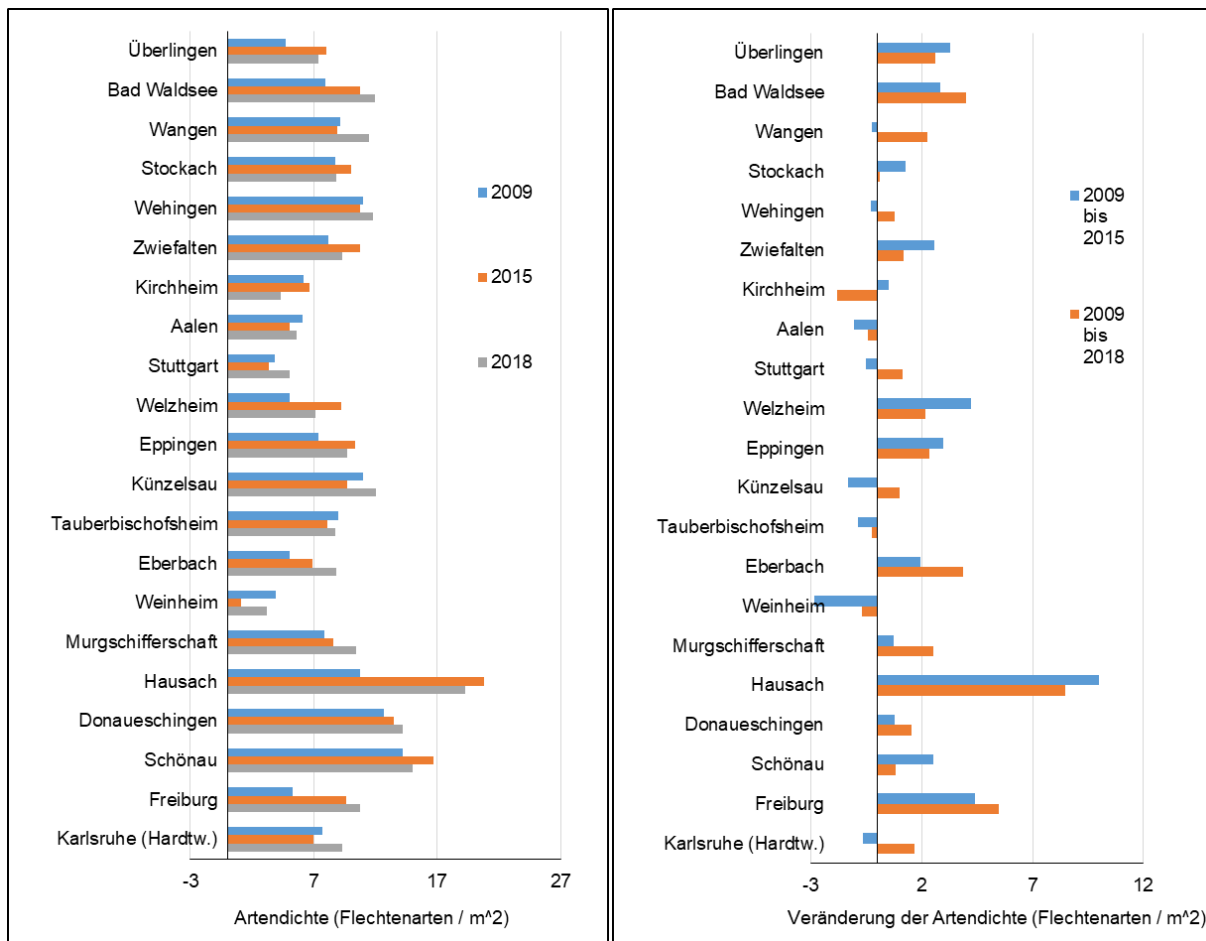


Abbildung 3-22: Veränderung der Artendichte seit 2009.

Artendichte ist hier angegeben als die Anzahl der Flechtenarten in der Gesamtfläche der vier Frequenzgitter (zusammen 0,2 m² pro Trägerbaum), Bäume mit "Null" Arten wurden berücksichtigt. Datengrundlage: Flechtenfrequenzen erhoben mit der EU-Methode (STOFER et al. 2003). Differenz der Artendichte von 2015 bzw. 2018 gegenüber 2009, wobei für die Standorte 1191-Aalen, 1411-Schönau und 1500 Karlsruhe-Hardtswald die 2011 erhobenen Daten verwendet wurden.

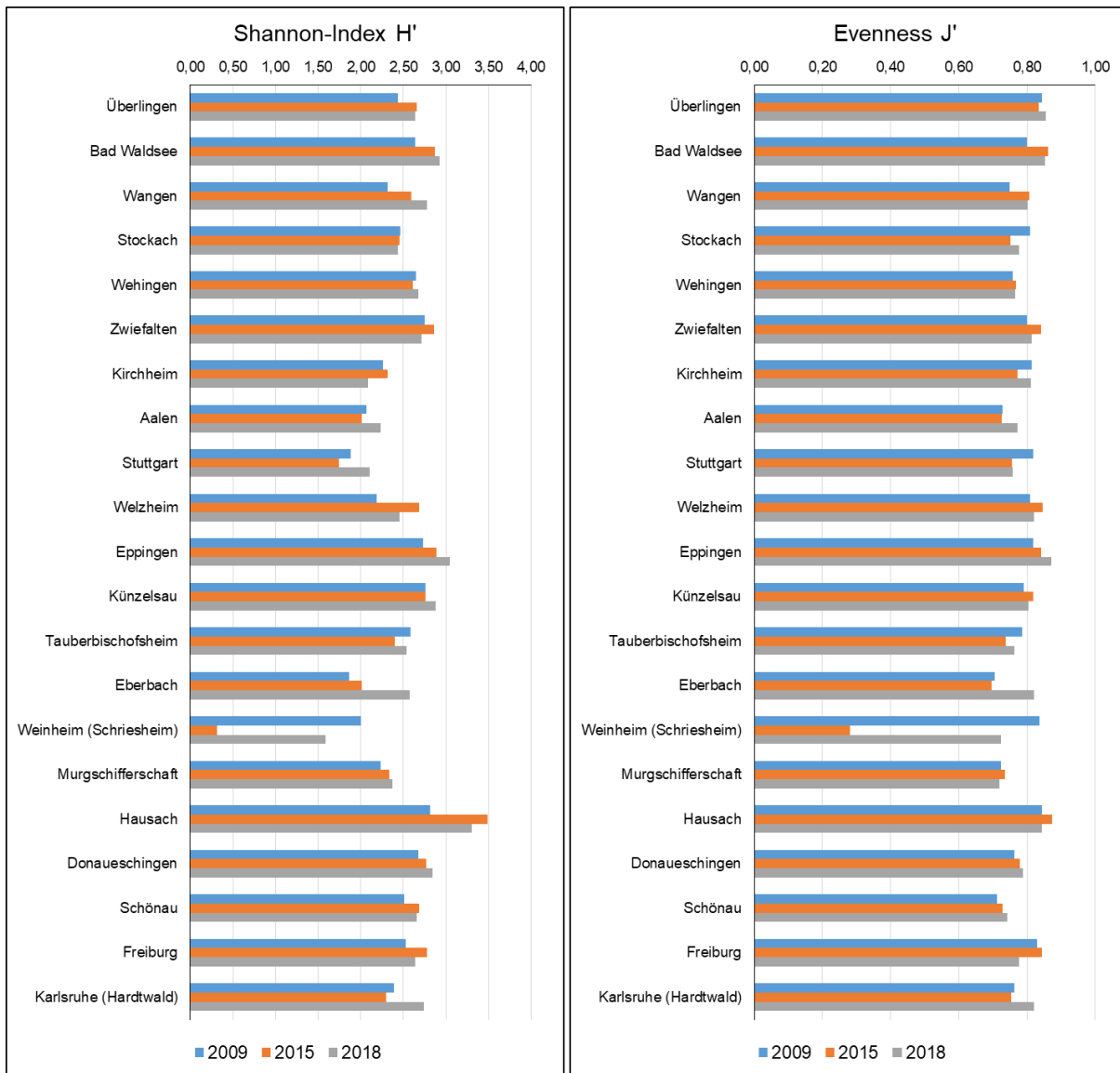


Abbildung 3-23: Veränderung von Shannon-Index H' und Evenness seit 2009.

Datengrundlage: Flechtenfrequenzen erhoben mit der EU-Methode (STOFER et al. 2003). Für die Standorte 1191-Aalen, 1411-Schönau und 1500 Karlsruhe-Hardtswald wurden für den Zeitpunkt 2009 die 2011 erhobenen Daten eingesetzt. Sortierungskriterium: Standortnummer.

Tabelle 3-15: Zur Erfassung der Flechtenartendiversität mit der EU-Methode.

Datengrundlage: Flechtenartenspektrum der Standorte und Frequenzen von Flechten erhoben mit der EU-Methode (STOFER et al. 2003). Einzeldaten für 2018, darunter die Mittelwerte für 2018. Die letzten beiden Zeilen enthalten die Mittelwerte für die Untersuchungsjahre von 2015 und von 2009, wobei für die Standorte 1191-Aalen, 1411-Schönau und 1500 Karlsruhe-Hardtwald die 2011 erhobenen Daten verwendet wurden.

Spalte 1: Fle-Inv = Flechteninventar, Anzahl alle Flechtenarten am Stamm lebender Bäume innerhalb der Pufferzonen.

Spalte 2: N Baum = Anzahl untersuchter Bäume zur Bestimmung der Flechtenfrequenz.

Spalte 3: Fläche = Gesamtfläche der Frequenzgitter (m²).

Spalte 4: Fle-EU = Anzahl der mittels EU-Methode erfassten Flechtenarten.

Spalte 5: Effiz = Wirkungsgrad, Anteil der mittels EU-Methode erfassten Flechtenarten (Quotient aus Spalte 4 / Spalte 1).

Spalte 6: A-Dicht = Artendichte, (Flechtenarten/m²), Anzahl der Flechtenarten in der Gesamtfläche der Frequenzgitter, Bäume mit "Null" Arten sind dabei berücksichtigt.

Spalte 7: FSUM = Frequenzsumme der Flechten, die Anzahl der Gittermaschen mit Vorkommen von Flechten jeglicher Art.

Spalte 8: H' = Shannon-Index, $H' = - \sum (p_i * \ln p_i)$ mit p_i = relativer Anteil der Art i an der jeweiligen Gesamtheit der Individuen auf der Waldfläche, hier die Frequenzsumme aller Arten.

Spalte 9: J' = Evenness J' (Equitability, Gleichmäßigkeit), sie ist ein relatives Maß und gibt die Verteilung der Individuen auf die einzelnen Arten an, $J' = H' / \ln$ (Artenzahl), wobei J' maximal 1 erreichen kann, was eine völlige Gleichverteilung aller Arten bedeutet.

Signifikanz: * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,005$; ns = kein signifikanter Unterschied gegenüber 2009 (t-Test für gepaarte Stichproben).

Spalte Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Waldstandort		Fle-Inv	N Baum	Fläche	Fle-EU	Effiz	A-Dicht	FSUM	H'	J'
Nr.	Name									
1020	Überlingen	30	15	3,00	22	0,73	7,33	360	2,64	0,85
1030	Bad Waldsee	37	13	2,60	31	0,84	11,92	507	2,93	0,85
1040	Wangen	39	14	2,80	32	0,82	11,43	504	2,78	0,80
1100	Stockach	34	13	2,60	23	0,68	8,85	526	2,44	0,78
1110	Wehingen	50	14	2,80	33	0,66	11,79	643	2,67	0,76
1140	Zwiefalten	35	15	3,00	28	0,80	9,33	792	2,71	0,81
1180	Kirchheim	24	15	3,00	13	0,54	4,33	373	2,08	0,81
1191	Aalen	23	16	3,20	18	0,78	5,63	358	2,23	0,77
1211	Stuttgart	18	16	3,20	16	0,89	5,00	262	2,10	0,76
1220	Welzheim	36	14	2,80	20	0,56	7,14	462	2,46	0,82
1292	Eppingen	45	17	3,40	33	0,73	9,71	558	3,04	0,87
1300	Künzelsau	56	15	3,00	36	0,64	12,00	525	2,88	0,80
1330	Tauberbischofsheim	39	16	3,20	28	0,72	8,75	292	2,54	0,76
1341	Eberbach	41	13	2,60	23	0,56	8,85	182	2,57	0,82
1350	Weinheim (Schriesheim)	19	14	2,80	9	0,47	3,21	101	1,59	0,72
1370	Murgschifferschaft	47	13	2,60	27	0,57	10,38	664	2,37	0,72
1390	Hausach	98	13	2,60	50	0,51	19,23	573	3,30	0,84
1400	Donaueschingen	50	13	2,60	37	0,74	14,23	770	2,85	0,79
1411	Schönau	69	12	2,40	36	0,52	15,00	727	2,66	0,74
1440	Freiburg	44	14	2,80	30	0,68	10,71	591	2,64	0,78
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	43	15	3,00	28	0,65	9,33	450	2,74	0,82
	Mittelwert 2018	42,2**	14,3	2,86	27,3**	0,67	9,72**	487*		
	Mittelwert 2015	36,9**	14,1	2,82	25,8 ^{ns}	0,70	9,31*	455 ^{ns}		
	Mittelwert 2009	32,1	14,9	2,98	23,0	0,74	7,88	444		

Tabelle 3-16: Veränderung der Frequenzwerte häufiger Flechten an den Dauerbeobachtungsbäumen 1986 bis 2018.

Datengrundlagen: Gesamtartenspektrum der Flechten und Flechtenfrequenzen auf den Dauerbeobachtungsbäumen, entweder anhand von Folientransparenten (1986 bis 2002; Daten aus STAPPER & APTROOT 2010) oder der Frequenzbestimmung im Gelände gemäß STOFER et al. (2003). Die Frequenzwerte der Flechten (Umrisszeichnungen) auf den 45 cm hohen Folientransparenten wurden mit einem viermaschigen Gitter erhoben und mit 1,25 multipliziert für den Vergleich mit den Frequenzen gemäß STOFER et al. (2003). Anhand der Daten von 2009 ergeben sich dabei Abweichungen von $\pm 5\%$ gemittelt über die Frequenzen aller Arten.

Berücksichtigte Standorte: 1020-Überlingen, 1030-Bad Waldsee, 1040-Wangen, 1100-Stockach, 1110-Wehingen, 1180-Kirchheim, 1220-Welzheim, 1300-Künzelsau, 1330-Tauberbischofsheim, 1350-Weinheim, 1370-Murgschifferschaft, 1390-Hausach, 1400-Donaueschingen, 1440-Freiburg, 1500-Karlsruhe (Hardtwald).

Abkürzungen: FSUM = Frequenzsumme der Art oder des Artenkollektivs als prozentualer Anteil an der Frequenzsumme aller Flechten im jeweiligen Jahr; R = Reaktionszahl nach WIRTH (2010), N = Eutrophierungs- bzw. Nährstoffzahl nach WIRTH (2010); NUT = Nährstoffzahl („Nutrientenrijkdom“) gemäß SPARRIUS et al. (2015). Trend: ns = kein signifikanter Trend; Zunahme oder Abnahme über die Zeit signifikant mit $p < 0,05$ (Mann-Kendall-Trend-Test).

Untersuchungsjahr	1986	1991	1996	2002	2009	2015	2018	Trend
Anzahl Flechtenarten im Zählgitter	25	29	42	54	64	72	81	
Anzahl Flechtenarten insgesamt	69	73	104	115	139	157	171	
Erfassungsgrad (%)	36	40	40	47	46	46	47	
Frequenzsumme aller Flechten (=100 %)	1178	1138	1446	1714	1689	1784	2047	Zunahme
FSUM <i>Lecanora conizaeoides</i> (%)	20,49	20,00	9,68	5,84	0,22	0,00	0,00	Abnahme
FSUM <i>Hypogymnia physodes</i> (%)	15,71	19,78	15,13	11,89	6,22	5,04	4,20	Abnahme
FSUM <i>Melanelixia glabratula</i> (%)	5,20	4,18	1,12	0,29	0,52	0,06	0,59	Abnahme
FSUM <i>Parmelia sulcata</i> (%)	4,78	3,08	1,30	0,22	0,07	0,11	0,20	Abnahme
FSUM <i>Graphis scripta</i> (%)	7,96	8,35	9,42	11,01	10,44	9,59	9,33	ns
FSUM <i>Pseudosagedia aenea</i> (%)	0,00	0,00	0,78	4,30	6,81	10,09	8,89	Zunahme
FSUM <i>Porina leptalea</i> (%)	0,00	0,00	0,00	0,88	3,40	5,27	5,28	Zunahme
FSUM Flechtenarten mit R<3 (%)	26,86	27,58	16,51	15,03	6,37	6,56	5,81	Abnahme
FSUM Nitrophyten (VDI 2005) (%)	0,59	0,44	0,09	0,07	0,22	0,56	0,85	ns
FSUM Flechtenarten mit N>6 (%)	6,26	3,96	1,56	0,29	0,15	1,40	2,20	ns
FSUM Flechtenarten mit NUT >6 (%)	1,49	0,88	0,43	0,88	0,74	1,12	2,39	ns
FSUM Klimawandelindikatoren (VDI 2017) (%)	1,49	1,10	1,90	1,60	4,29	7,29	7,33	Zunahme
FSUM Flechten mit Photobiont <i>Trentepohlia</i> (%)	15,39	13,74	17,29	22,47	30,87	40,25	38,10	Zunahme

3.6 BIOINDIKATION SAURER IMMISSIONEN

Die durch den Sauren Regen einst begünstigte Krustenflechte *Lecanora conizaeoides* war bis in die 1990er-Jahre an Alleebäumen in den industriellen Ballungsgebieten stellenweise die einzige noch überlebende epiphytische Flechte, doch inzwischen sind die ihre Bestände, wahrscheinlich auch infolge von alkalisierenden Ammoniakimmissionen (VAN HERK 2001), so stark rückläufig, dass sie bereits als Kandidat für die Global Fungal Red List vorgeschlagen wurde (IUCN 1986). Der Rückgang von *L. conizaeoides* an den Waldstandorten in Baden-Württemberg ist durch die Berichte zu den vorangegangenen Erhebungen gut dokumentiert (siehe auch Tabelle 3-16 im vorliegenden Bericht). An den Dauerbeobachtungsbäumen war *L. conizaeoides* 1986 hinsichtlich ihrer Gesamtfläche nach *Hypogymnia physodes* und deutlich vor *Platismatia glauca* oder *Graphis scripta* die zweithäufigste Flechte im Projekt (siehe Tabellen 3.27 und 3.31 in STAPPER & APTROOT 2010). Aktuell wurde sie nur noch an vier Standorten registriert (Tabelle 3-17).

Weisen die wenigen heutigen Vorkommen von *L. conizaeoides* noch auf saure Immissionen hin? Für die 2018 untersuchten 21 Standorte ergibt die Analyse der Daten von 2009 einen schwachen, gleichwohl statistisch signifikanten, negativen Zusammenhang zwischen der mittleren Frequenz von *L. conizaeoides* und der mittleren Frequenz der Flechten insgesamt bzw. der um immissionstolerante Arten gemäß DOLNIK & RASMUS (2004) bereinigten Flechten ($R_s = -0,45$ bzw. $-0,55$; $p < 0,05$, Spearmans Rangkorrelation). Das bedeutet, wo *Lecanora conizaeoides* 2009 noch häufig vorkam, waren alle anderen Flechtenarten seltener. Diesen Zusammenhang zeigen die Daten von 2015 und 2018 jedoch nicht mehr. Es besteht 2018 auch kein Zusammenhang mehr zwischen der Frequenz von *L. conizaeoides* und dem Median der Reaktionszahlen der Flechten. Im Gegensatz dazu ist die mittlere Frequenzsumme der an saure Standorte angepassten Flechten mit Reaktionszahlen kleiner als 3 (WIRTH 2010) sogar positiv mit der Flechtenartenvielfalt (Gesamtartenspektrum) der Standorte und der Artendichte (EU-Methode) korreliert (beide $R_s = 0,52$; $p < 0,05$, Spearmans Rangkorrelation). Die Anzahl dieser "Säurezeiger" korreliert nicht mit der bereinigten Artenzahl nach DOLNIK & RASMUS (2004) oder der Anzahl der Zeigerarten für alte Waldstandorte, d. h. die Bonitierung der Waldstandorte anhand dieser Objektivien wird nicht von der Häufigkeit acidophytischer Flechten beeinflusst. So werden die Waldstandorte Donaueschingen, Murgschifferschaft und Schönau, die überwiegend oder zu einem großen Teil mit Nadelbäumen bestockt sind, trotz des hohen Beitrags der Acidophyten zur Flechtenfrequenzsumme (siehe Tabelle 3-17) als "unbelastet" (Klasse Ia) eingestuft (Tabelle 3-6). Vorkommen von Flechten mit Reaktionszahlen kleiner als 3 (z.B. aus den Gattungen *Hypocenomyce* oder *Trapeliopsis*) an Nadelbäumen dürfen somit als natürlich betrachtet werden, ebenso Vorkommen solcher Arten an Laubbäumen mit von Natur aus saurer Borke (Gattungen *Fagus*, *Prunus*, *Quercus*) oder allenfalls noch als Hinweis auf Nachwirkungen früherer saurer Immissionen, die Mineralien aus der Borke eluiert haben. Vorkommen am Standort Eberbach können zudem durch den natürlich sauren Untergrund begründet sein. Die in Tabelle 3-17 angegebenen Frequenzwerte von *L. conizaeoides* betreffen die gleichen Standorte wie 2015, doch die Werte sind weiter gesunken, in Welzheim um 35 % und in Eppingen und Eberbach auf ein Drittel. *L. conizaeoides* ist im Projekt heute eine seltene Flechtenart. Dass die Anzahl der Flechtenarten mit Reaktionszahl kleiner 3 seit rund 20 Jahren stagniert und ihr Beitrag zum reichhaltiger werdenden Artenspektrum kontinuierlich abnimmt (Abbildung 3-24), könnte durch Klimaveränderungen verursacht sein, denn die Flechtenarten, deren Häufigkeit mit steigender Jahresmitteltemperatur der Standorte seltener werden, weisen im Mittel höhere Reaktionszahlen auf (siehe Tabelle 3-20 in Kapitel 3.8)

Fazit: Insgesamt geben die Flechtendaten, hier die Frequenzwerte der an saure Substrate angepassten Flechtenarten, keinen Hinweis auf eine aktuelle Belastung der Waldstandorte mit sauren Immissionen.

Tabelle 3-17: Vorkommen und Frequenz von *Lecanora conizaeoides* und anderer Flechtenarten mit Reaktionszahl kleiner als 3.

Datengrundlagen: Gesamtflechtenartenspektrum 2018 (Vorkommen von *L. conizaeoides* auf Baumgattungen und Reaktionszahlmediane) und Frequenzbestimmung mit EU-Methode. Nadelwaldstandorte oder solche mit hohem Nadelbaumanteil sind mit (***) gekennzeichnet.

Unterstrichene Baumgattungsnamen kennzeichnen Trägerbäume mit Vorkommen von *Lecanora conizaeoides* in den Zählgittern für die Frequenzbestimmung. Abkürzungen: FSUM = Frequenzsumme; mFSUM = mittlere Frequenzsumme, Frequenzsumme aller Flechtenarten dividiert durch die Anzahl untersuchter Trägerbäume. *L. coniz.*, *L. conizaeoides*. Reaktionszahl gemäß WIRTH (2010). 2015 betrug die mFSUM von *L. conizaeoides* an den Standorten Welzheim, Eppingen und Eberbach 0,77 bzw. 0,60 bzw. 3,31.

Waldstandort		Vorkommen von <i>L. conizaeoides</i> an Bäumen (Gattung)	mFSUM <i>L. coniz.</i>	Anteil <i>L. coniz.</i> an FSUM Flechten	mFSUM Flechten mit R-Zahl kleiner 3	Anteil der Flechten mit R<3 an FSUM Flechten	Median R-Zahl
Nr.	Name						
1020	Überlingen		0,00	0,00	0,00	0,00	5
1030	Bad Waldsee		0,00	0,00	0,69	1,78	5
1040	Wangen ***		0,00	0,00	1,64	4,56	4
1100	Stockach		0,00	0,00	1,46	3,61	5
1110	Wehingen		0,00	0,00	1,21	2,64	5
1140	Zwiefalten		0,00	0,00	0,00	0,00	5
1180	Kirchheim		0,00	0,00	0,00	0,00	5
1191	Aalen	<i>Pinus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	5
1211	Stuttgart		0,00	0,00	0,00	0,00	5
1220	Welzheim	<u><i>Picea</i></u> , <u><i>Pinus</i></u>	0,57	0,12	0,57	1,73	5
1292	Eppingen	<u><i>Larix</i></u> , <u><i>Pinus</i></u> , <u><i>Prunus</i></u>	0,18	0,03	0,71	2,15	5
1300	Künzelsau		0,00	0	0,00	0,00	5
1330	Tauberbischofsheim		0,00	0	0,25	1,37	5
1341	Eberbach	<u><i>Larix</i></u> , <u><i>Pinus</i></u> , <u><i>Quercus</i></u>	1,31	0,72	2,85	20,33	4
1350	Weinheim (Schriesheim)		0,00	0	0,00	0,00	5
1370	Murgschifferschaft ***		0,00	0	16,92	33,13	3
1390	Hausach		0,00	0	0,23	0,52	5
1400	Donaueschingen ***		0,00	0	8,92	15,06	3
1411	Schönau		0,00	0	16,17	26,69	3,5
1440	Freiburg		0,00	0	0,00	0,00	5
1500	Karlsruhe (Hardtwald)		0,00	0	1,33	4,44	5

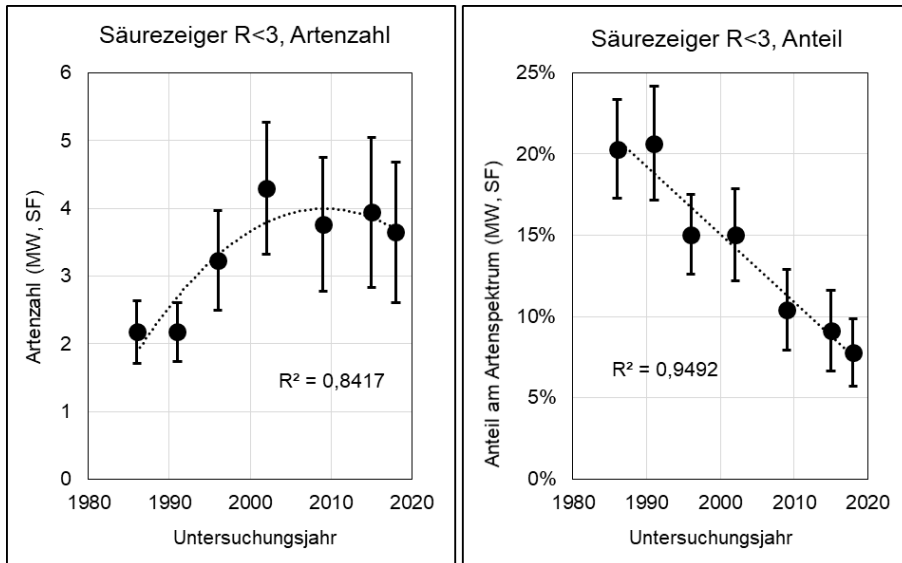


Abbildung 3-24: An saure Habitats angepasste Flechtenarten, "Säurezeiger": Zeitliche Veränderung der Anzahl und des Anteils am Artenspektrum 1986 bis 2018.

Datengrundlage: Gesamtartenspektrum der Flechten von 17 Waldstandorten, die von 1986 bis 2018 insgesamt siebenmal untersucht wurden. Für 2009 wurden Daten der Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe Hardtwald von 2011 eingesetzt. Säurezeiger sind hier definiert als Arten mit Reaktionszahl R kleiner als 3 (Wirth 29010). Dargestellt sind Mittelwerte \pm Standardfehler. Die lineare bzw. polynomische Anpassung der Datenpunkte dient nur zur visuellen Verdeutlichung des zeitlichen Verlaufs.

3.7 BIOINDIKATION EUTROPHIERENDER IMMISSIONEN

Die meisten Flechten sind an das Überleben in nährstoffarmen Habitaten angepasst und reagieren empfindlich auf steigende Nährstoffeinträge. Das Vorkommen von an starke Nährstoffeinträge angepassten Arten, so genannten Nitrophyten, im unteren Stammbereich von Waldbäumen bei gleichzeitigem Fehlen von Borkenwunden oder Ausscheidungen von Tieren gilt generell als ein Hinweis auf Nährstoffeinträge (HAUCK & WIRTH 2010; STAPPER *et al.* 2007). Für die Bioindikation erhöhter Nährstoffeinträge sollten jedoch zusätzlich zu Präsenz-/Absenz-Daten, also Artenlisten, auch die Frequenzwerte von Flechten an einer ausreichend großen und für den jeweiligen Standort repräsentativen Baumstichprobe verwendet werden. In Tabelle 3-18 sind die Häufigkeit und die mittlere Frequenz von Nitrophyten (VDI 2005) und von Flechten mit hohen Nährstoffzahlen sowie die modellierten Gesamtstickstoff-Depositionsdaten für die Bezugsjahre 2009 und 2013/15 aufgeführt (UBA 2011, 2018). Ein Vergleich der jeweiligen Werte für 2009 und 2015 lässt keine signifikante Korrelation erkennen zwischen den N-Depositionswerten an den Waldstandorten und dem jeweiligen Vorkommen bzw. der Häufigkeit von Flechten, die auf Nährstoffeinträge hinweisen. Die Depositionsdaten von 2009 und 2013/15 unterscheiden sich nur wenig. Sie sind im Mittel über alle Standorte von 14 auf 13 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr leicht gesunken, während sowohl die Frequenzwerte nitrophytischer Flechten als auch deren Anteil an der Frequenzsumme aller Flechten im gleichen Zeitraum gestiegen sind (Tabelle 3-19). Bei den Stickstoff Depositionsmodellen ist zu berücksichtigen, dass das Konfidenzintervall der angegebenen Gesamtstickstoffeinträge bei etwa 30% liegt und speziell für den Eintrag sogenannter trockener Depositionen wie Ammoniak mit großen Fehlern behaftet ist (UBA 2018). Insofern sollten die Analysen wiederholt werden, wenn präzisere Modelle vorliegen.

In der kartografischen Darstellung (Abbildung 3-25) des Anteils nitrophytischer Flechten gemäß VDI 3957 Blatt 13 (VDI 2005) am Artenspektrum fallen die Standorte Weinheim und Tauberbischofsheim im Nordwesten des Bundeslandes mit hohen Werten auf. Am flechtenarmen Standort Weinheim beruht dies auf dem Vorkommen von nur zwei nitrophytischen Flechten, die dort bei für diese Arten ausreichendem Lichtangebot mit wenigen Exemplaren auch spontan und somit natürlich vorkommen können. In der Karte der mittleren Frequenzsumme von Flechtenarten mit Nut-Zahl größer 6, die im Vergleich zu den VDI-Nitrophyten insgesamt weniger nitrophil sind, fällt der Standort Bad Waldsee mit dem höchsten Wert auf. Dieser Standort war schon 2009 mit Vorkommen von Arten mit höheren Nut- und N-Zahlen gekennzeichnet und liegt inmitten eines Gebietes besonders hoher Viehdichte. Beim Vergleich der medianen Eutrophierungs-(N)-Zahl wiederum fallen die höhergelegenen Standorte mit (vorwiegend) Nadelbaumbestockung mit niedrigen Werten auf, da diese eine saurere Borke besitzen und Nitrophyten ein ungünstiges Substrat bieten, während die übrigen Standorte, abgesehen von Weinheim (Median N = 5) mit mittleren Werten gekennzeichnet sind. Da die Depositionsdaten von 2015 mit diesen Beobachtungen 2018, wie auch in den Erhebungen davor, nicht korrelieren, kommen als eine mögliche Ursache für die lokalen Vorkommen mäßig bis stark nitrophytischer Flechten am ehesten lokale Belastungen in Betracht. So grenzt die Pufferzone des Standorts Tauberbischofsheim unmittelbar an eine der Ackerflächen westlich des Ortes Großrinderfeld, während sich die Pufferzonen der anderen Standorte tiefer innerhalb geschlossener Bestände befinden.

Es stellt sich aber dennoch die Frage nach der Ursache für den 2002 einsetzenden, statistisch signifikanten Anstieg der Anzahl nitrophytischer Flechtenarten (VDI 2005) im gesamten Projekt, der den Anstieg der jeweiligen Gesamtartenzahlen der Standorte übertrifft, denn auch der prozentuale Anteil dieser Arten am Gesamtflechtenartenspektrum ist signifikant angestiegen (Tabelle 3-19). Entsprechende Veränderungen ergeben sich für Arten mit hohen N- bzw. Nut-Zahlen bzw. deren Anteil an der innerhalb der Zählgitterflächen registrierten Arten. Auch deren Frequenzsummen und Anteile an der Frequenzsumme aller Flechtenarten hat sich seit 2009 entsprechend erhöht. Der Unterschied zwischen 2018 und 2015 ist bei den meisten Variablen

deutlicher als zwischen 2009 und 2015 und bei den das Artenspektrum betreffenden Werten deutlicher als zwischen allen vorangegangenen Erhebungen seit 1986.

Ein Grund dafür dürfte die mit 11 bis 19 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr im bundesweiten Vergleich in Baden-Württemberg zwar geringe (UBA 2018), für empfindliche Organismen dennoch zu hohe Gesamtdosition reaktiven Stickstoffs sein, die die schleichende Zunahme nährstofftoleranter Arten begünstigt und die Ausprägung standortgemäßer Vorkommen eutrophierungssensitiver Flechtengesellschaften verhindert. So sind die *Bryoria*- oder *Usnea*-Vorkommen in Schönau viel kleiner und seltener als man für den Standort erwarten sollte, und *Collema*- oder *Leptogium*-Arten kommen im gesamten Projekt nicht vor.

Aber auch Klimaveränderungen könnten zu den beobachteten Veränderungen beitragen. Zwischen der Temperaturzahl und der Eutrophierungszahl der Flechten besteht eine positive Korrelation, zudem sind Eutrophierungs- und Reaktionszahl aufgrund der Wirkungen eutrophierender Immissionen miteinander verbunden. Denn acidophytische Flechten, also Arten mit Reaktionszahl kleiner als 3, werden infolge eutrophierender Immissionen, namentlich Ammoniak, und dem damit einhergehenden Anstieg des Borken-pH-Wertes, seltener (VAN DOBBEN & TER BRAAK 1998; VAN HERK 2001; VAN HERK et al. 2003). Der Rückgang dieser Arten ist in Tabelle 3-19 dokumentiert. Ihr Anteil am Gesamtartenspektrum (Abbildung 3-24) und ihre Frequenzsumme auf den Dauerbeobachtungsbäumen (Tabelle 3-16) nimmt seit Beginn des Projektes kontinuierlich ab. Andererseits werden acidophytische Arten mit steigender Ortshöhe über NHN zahlreicher ($R_s = 0,60$; $p < 0,05$; Spearmans Rangkorrelation). Auch ihr Anteil am Artenspektrum steigt mit der Höhe ($R_s = 0,58$; $p < 0,05$), während der Anteil nitrophytischer Flechtenarten am Artenspektrum mit der Ortshöhe abnimmt, sich also gegenläufig verhält ($R_s = -0,43$; $p < 0,05$). Damit rücken als mögliche Ursache für die beobachteten Veränderungen der Häufigkeit acidophytischer und nitrophytischer Flechten im Projekt zusätzlich zu Immissionen auch klimatische Parameter, wie Temperatur und Niederschlagsangebot, in den Blick.

Fazit: Nitrophytische Flechten treten an wenigen Standorten mit leicht erhöhten Werten auf und indizieren allenfalls Wirkungen lokal oder regional erhöhter Nährstoffeinträge. Ein statistisch signifikanter Zusammenhang mit modellierten Stickstoff-Depositionswerten besteht nicht, wobei hier Ammoniakeinträge möglicherweise nicht präzise genug berücksichtigt werden. Die mit 11 bis 19 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr bundesweit zwar geringen, aber dennoch unnatürlich hohen Depositionswerte könnten ein wesentlicher Grund dafür sein, dass die Häufigkeit nitrophytischer Flechtenarten im gesamten Projekt seit 2002 immer schneller ansteigt und gegenüber Nährstoffeinträgen besonders empfindliche Flechtengesellschaften kaum ausgebildet werden.

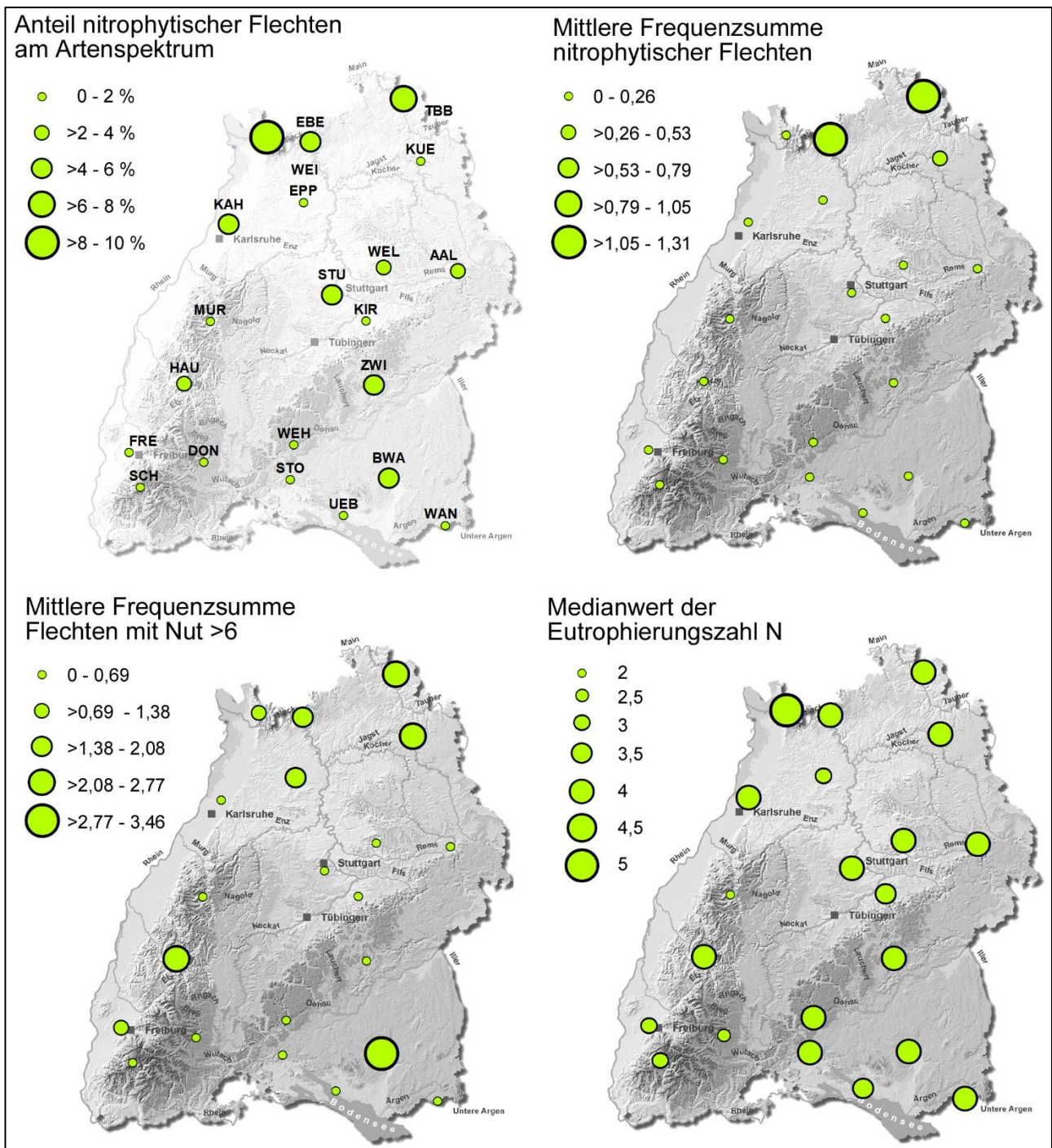


Abbildung 3-25: Kartografische Darstellung der Häufigkeit nitrophytischer Flechten 2018.

Datengrundlage: Flechtenartenspektrum der 21 Waldstandorte und Frequenzen von Flechten erhoben mit der EU-Methode (STOFER et al. 2003). Kartengrundlage: LGL BW, LUBW.

Dargestellte Daten: Prozentualer Anteil und mittlere Frequenzsumme nitrophytischer Flechten gemäß VDI (2005) sowie die mittlere Frequenzsumme der Flechten mit Nut-Zahl größer als 6 ("Nutriëntenrijkdom"; SPARRIUS et al. 2015) und der Medianwert der Nährstoffzahl (Wirth 2010). Einzeldaten siehe Tabelle 3-18 und Datenband (N-Zahl).

Tabelle 3-18: Vorkommen und mittlere Frequenz von nitrophytischen Flechten oder von Arten mit hohen Eutrophierungs-Zeigerwerten.

Datengrundlagen: Stickstoffdepositionsdaten vom Umweltbundesamt (UBA 2001, 2018); Flechtenartenspektrum der 21 Waldstandorte und Frequenzen von Flechten erhoben mit der EU-Methode (STOFER et al. 2003). Daten für die Vergleichsjahre 2015 und 2009, wobei letztere mit Daten der Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe Hardtwald von 2011 ergänzt wurden, daher gekennzeichnet als 2009*.

Spalte 1: N-DEPO 2009 = Stickstoffdepositionsdaten vom Umweltbundesamt (UBA 2011), Bezugsjahr 2009, jeweils Daten für Nadelwälder (Murgschifferschaft, Wangen und Donaueschingen), Mischwälder (Bad Waldsee, Eberbach, Welzheim, Schönau) oder Laubwälder (alle anderen Standorte).

Spalte 2: N-DEPO 2013/15 = Stickstoffdepositionsdaten vom Umweltbundesamt (UBA 2018), Bezugszeitraum: Dreijahresmittelwert der Jahre 2013-2015, andere Angaben wie Spalte 2.

Spalte 3: Anteil Nitroph 2009* = prozentualer Anteil nitrophytischer Flechten gemäß VDI (2005) am Gesamtartenspektrum der Flechten des jeweiligen Standortes 2009 (kombiniert mit 2011).

Spalte 4 und 5: Wie Spalte 3, jedoch Nitrophytenanteile von 2015 und 2018.

Spalte 6: mFSUM Nitroph 2009* = mittlere Frequenzsumme der Nitrophyten (VDI 2005) 2009; Quotient aus Frequenzsumme der Nitrophyten und der Anzahl der jeweils untersuchten Anzahl Phorophyten.

Spalte 7 und 8: Wie Spalte 6, jedoch Werte für 2015 und 2018.

Spalte 9: mFSUM Nut>6 2009* = mittlere Frequenzsumme von Flechtenarten mit Nut-Zahl ("Nutriëntenrijkdom"; SPARRIUS et al. 2015) größer 6 für 2009.

Spalte 10 und 11: Wie Spalte 9, jedoch Werte für 2015 und 2018.

Spalte Nr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	
		N-Depo	N-Depo	Anteil	Anteil	Anteil	mFSUM	mFSUM	mFSUM	mFSUM	mFSUM	mFSUM	
		2009	2013/15	Nitro.	Nitro	Nitro	Nitro.	Nitro.	Nitro.	Nut>6	Nut>6	Nut>6	
		2009	2013/15	2009*	2015	2018	2009*	2015	2018	2009*	2015	2018	
Waldstandort	Nr.	Kürzel											
1020	UEB		11	13	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,067	0,000
1030	BWA		15	15	5,41	2,94	5,41	0,059	0,000	0,231	0,647	0,692	3,462
1040	WAN		19	19	8,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,357
1100	STO		12	12	3,03	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,308
1110	WEH		11	12	0,00	2,56	2,00	0,000	0,000	0,071	0,067	0,071	0,429
1140	ZWI		13	13	0,00	2,50	5,71	0,000	0,000	0,067	0,579	0,643	0,200
1180	KIR		13	12	5,26	4,35	0,00	0,000	0,067	0,000	0,385	0,133	0,000
1191	AAL		17	14	9,09	0,00	4,35	0,071	0,000	0,063	1,143	0,188	0,563
1211	STU		13	13	7,14	0,00	5,56	0,000	0,000	0,063	0,000	0,000	0,625
1220	WEL		16	14	4,17	3,03	2,78	0,000	0,077	0,000	0,000	0,154	0,643
1292	EPP		13	11	2,63	0,00	2,22	0,053	0,000	0,118	0,211	1,067	1,471
1300	KUE		18	14	4,00	4,00	1,79	0,000	0,000	0,467	0,600	0,000	2,400
1330	TBB		14	11	9,38	10,81	7,69	0,200	0,938	1,313	0,333	1,375	2,563
1341	EBE		14	13	4,17	3,33	4,88	0,071	0,154	1,154	0,071	0,231	1,692
1350	WEI		15	13	0,00	0,00	10,53	0,000	0,000	0,143	0,000	0,000	1,000
1370	MUR		17	15	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
1390	HAU		14	13	0,00	2,35	4,08	0,000	0,154	0,231	0,846	1,308	2,154
1400	DON		13	11	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,000	0,077	0,000
1411	SCH		17	14	0,00	0,00	0,00	0,000	0,000	0,000	0,083	0,000	0,250
1440	FRE		11	11	0,00	2,63	2,27	0,000	0,071	0,000	0,000	0,286	1,000
1500	KAH		11	12	8,00	0,00	4,65	0,133	0,000	0,200	0,133	0,933	0,467

Tabelle 3-19: Häufigkeit nitrophytischer oder acidophytischer Flechten 1986 bis 2018.

Datengrundlagen: Flechtenartenspektrum aller 21 Waldstandorte und Frequenzen von Flechten erhoben mit der EU-Methode (STOFER et al. 2003). Für 2009 wurden Daten der Standorte Aalen, Schönaue und Karlsruhe Hardtwald von 2011 eingesetzt, daher gekennzeichnet als 2009*.

Reaktionszahl sowie Eutrophierungs- bzw. Nährstoffzahl N nach WIRTH (2010) bzw. NUT ("Nutriëntenrijkdom) gemäß SPARRIUS et al. (2015).

Abkürzungen: FSUM = Frequenzsumme der Art bez. des Artenkollektivs; mFSUM = mittlere Frequenzsumme, Quotient aus Frequenzsumme und Anzahl der jeweils untersuchten Phorophyten.

Signifikanzen: ns = nicht signifikant; * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,005$ für den Vergleich mit dem Wert von 1986; § = $p < 0,05$; §§ = $p < 0,01$; §§§ = $p < 0,005$ für den Vergleich mit dem Wert der zeitlich jeweils vorangegangenen Untersuchung (Wilcoxon Test für gepaarte Stichproben; die jeweils berücksichtigte Anzahl der Fälle ist abhängig von der Anzahl der Untersuchungen im entsprechenden Jahr).

Untersuchungsjahr	1986	1991	1996	2002	2009*	2015	2018
Flechtenarten pro Waldstandort (MW)	12	13 ^{ns}	22 ^{***}	26 ^{***}	32 ^{***}	37 ^{***}	42 ^{***}
Mittlere Anzahl der Nitrophyten (VDI 2005)	0,05	0,10 ^{ns}	0,14 ^{ns}	0,33 [*]	0,90 ^{***}	0,71 ^{**}	1,14 ^{***}
Anteil Arten mit Reaktionszahl <3 (%)	19,17	20,09 ^{ns}	15,44 [*]	14,85	10,60	9,01 ^{**}	7,65 ^{***}
Anteil der Nitrophyten (VDI 2005) (%)	0,62	0,77 ^{ns}	0,47 ^{ns}	1,23 [*]	3,35 ^{**}	1,83	3,04 ^{***}
Anteil Arten mit Eutrophierungszahl >6 (%)	5,85	5,30	2,26	4,24 ^{§§§}	6,18	4,79	8,48 ^{§§§}
Anteil der Arten mit NUT-Zahl > 6	2,01	3,30	2,02	4,82 ^{ns}	7,05 [*]	4,79 ^{**}	8,36 ^{***}
Flechtenarten pro Waldstandort im EU-Gitter (MW)					23	26	27
Anteil der Flechtenarten mit Reaktionszahl <3 (%)					10,75	8,38 ^{ns}	6,51 ^{***}
Anteil der Nitrophyten (VDI 2005) (%)					1,53	1,52 ^{ns}	2,97 [*]
Anteil der Flechtenarten mit Eutrophierungszahl >6 (%)					4,55	4,57	8,22 [§]
Anteil der Flechtenarten mit NUT-Zahl > 6					4,01	5,37 ^{ns}	9,72 ^{***,§}
FSUM der Flechten, alle Arten; Mittelwert über alle Waldstandorte (=100 %)					444	455	487
Anteil der Flechtenarten mit Reaktionszahl <3 (%)					9,89	6,97 ^{**}	5,62 ^{**}
Anteil der Nitrophyten (VDI 2005) (%)					0,12	0,31 ^{ns}	1,04 ^{***,§}
Anteil der Flechtenarten mit Eutrophierungszahl >6 (%)					0,63	1,11 ^{ns}	3,40 ^{**§}
Anteil der Flechtenarten mit NUT-Zahl > 6					0,88	1,19 ^{ns}	3,85 ^{***,§§}
mFSUM Flechtenarten mit Reaktionszahl <3 (%)					3,21	2,93 ^{ns}	2,52 [*]
mFSUM Nitrophyten (VDI 2005) (%)					0,03	0,07	0,20 ^{***,§}
mFSUM Flechtenarten mit Eutrophierungszahl >6 (%)					0,15	0,32	0,76 ^{**§§}
mFSUM Flechtenarten mit NUT-Zahl > 6					0,24	0,34	0,93 ^{***,§§}

3.8 BIOINDIKATION VON KLIMAWIRKUNGEN

Das auffälligste Merkmal des globalen Klimawandels ist der allmähliche Anstieg der mittleren Jahrestemperatur. Wie in Abbildung 3-26 anhand von Daten des Deutschen Wetterdienstes dargestellt (DWD 2019), ist die mittlere Jahrestemperatur in Baden-Württemberg seit Beginn der Aufzeichnungen vor fast 140 Jahren um durchschnittlich 1,4 K gestiegen, seit Mitte der 1980er-Jahre sogar beschleunigt. Aus physiologischen Gründen sind durch den globalen Klimawandel ebenso Wirkungen auf Flechten zu erwarten, wie durch Immissionen. Der erste Nachweis gelang Ende der 1990er-Jahre in den Niederlanden (VAN HERK *et al.* 2002).

Die Nettophotosyntheserate von Flechten folgt Optimumkurven. Deren Verlauf wird u.a. von der Beleuchtungsstärke, dem Wassergehalt des Thallus und der Umgebungstemperatur bestimmt. Das Optimum liegt bei einheimischen Flechten bei Thallustemperaturen von bis zu +10 °C, bei tropischen Arten etwas höher und bei borealen etwas niedriger (LANGE 1965). Manche Arten zeigen schon unterhalb des Gefrierpunktes eine positive Photosynthesebilanz. Das Temperaturverhalten hängt auch von der Art des Algenpartners ab. So sind *Trentepohlia*-Algen gegenüber Frost empfindlicher als z. B. *Trebouxia*-Algen (NASH *et al.* 1987).

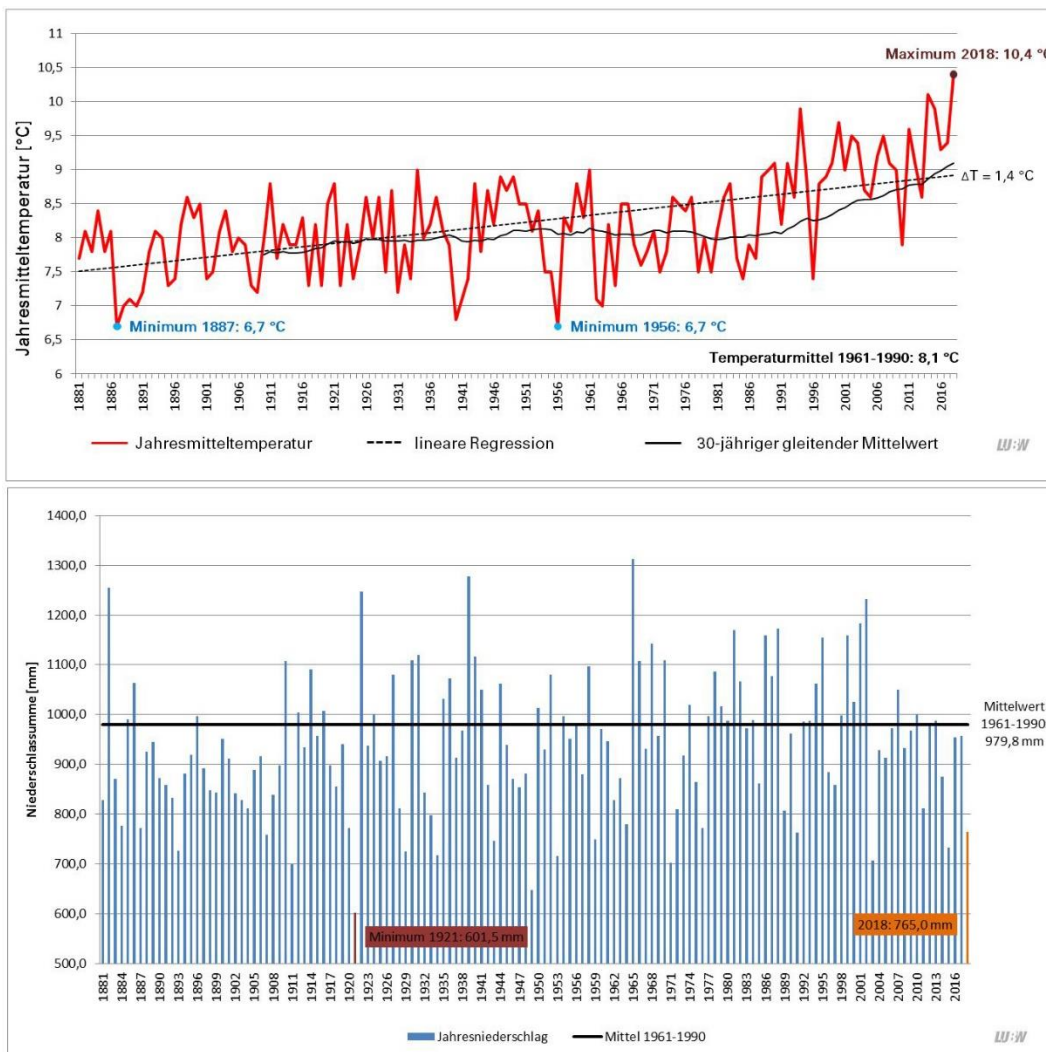


Abbildung 3-26: Veränderung der mittleren Jahrestemperatur und des mittleren Jahresniederschlags in Baden-Württemberg seit 1881.

Datenquelle/Grafik: Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) nach Daten des Deutschen Wetterdienstes.

Wenn schon die ökologischen Zeigerwerte der Flechten auf empirische Erhebungen zurückgehen, so ist die Datenlage zum technisch gemessenen Photosyntheseverhalten der Flechten unter verschiedenen Bedingungen trotz der Reichhaltigkeit entsprechender wissenschaftlicher Literatur sehr begrenzt. Hinzu kommt, dass sich die Nettphotosyntheserate einer Flechtenart unter optimalen Licht-, Temperatur- und Feuchteverhältnissen bei natürlichem CO₂-Angebot jahreszeitlich verändern kann. Aufgrund der mangelnden Datenlage einschließlich direkt messbarer Klimaparameter, wie der Humidität, die für Flechten wahrscheinlich aussagekräftiger ist als die mittleren Niederschlagssummen (FRAHM & STAPPER 2008), werden Wirkungen des globalen Klimawandels auf Moose (FRAHM & KLAUS 2001) oder Flechten (VAN HERK *et al.* 2002; APTROOT *et al.* 2016) mit beobachteten Arealverschiebungen bestimmter Arten begründet. Auch die 2017 vorgelegte Kartierungsrichtlinie zur Bestimmung von Klimawirkungen anhand epiphytischer Flechten (VDI 2017) nutzt 45 epiphytische Flechtenarten, die eine Fachgruppe der VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL), der auch der Autor angehört, aufgrund ihrer Arealveränderung in Mitteleuropa als vom gegenwärtigen Klimawandel profitierend eingestuft hat, als sogenannte Klimawandelzeiger oder Klimawandelindikatoren. Da bei entsprechenden Studien zu Klimawirkungen selten gleichzeitig eigene Klimadaten erhoben werden, z. B. mit Dataloggern, stützt sich die Überprüfung der Beobachtungen an Flechten oder anderen Monitoringorganismen auf Plausibilität fast immer auf Daten nahegelegener Wetterstationen (z. B. SCHMITZ *et al.* 2018).

Methodik

Um zeitliche Veränderungen der Artenspektren epiphytischer Flechten an den baden-württembergischen Waldstandorten zur Bioindikation von Klimawirkungen zu nutzen, wurden die Flechtendaten mit Klimadaten von 15 Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes verglichen (755-Buchen, 1197-Ellwangen, 1254-Eppingen/1255-Eppingen-Elsenz, 1346-Feldberg, 1443-Freiburg, 1468-Freudenstadt, 4177-Karlsruhe/Rheinstetten, 2638-Klippeneck, 2712-Konstanz, 3257-Mergentheim-Bad Neukirchen, 3402-Münsingen-Apfelstetten, 3927-Pfullendorf, 4931-Stuttgart-Echterdingen, 5229-Villingen-Schwenningen und 4094-Weingarten). Da sich Niederschlagswerte bereits über kurze Distanzen und schon bei geringen Höhenunterschieden erheblich unterscheiden können, wurden nur Temperaturwerte verwendet, hier die mittleren Jahres- und Wintertemperaturen der nahegelegenen Wetterstationen, jeweils höhenkorrigiert anhand des feuchtadiabatischen Temperaturgradienten (rund 0,5 K pro 100 m Höhendifferenz). Beim Vergleich der 30-Jahreszeiträume 1961-1990, 1971-2000, 1981-2010 und 1989-2018 ist ein Anstieg der mittleren Jahres- und der Wintertemperatur an den Waldstandorten um 1,0 K von im Mittel 7,8 auf 8,8 Grad Celsius bzw. von -0,3 auf 0,7 Grad Celsius zu verzeichnen. Die wärmsten Waldstandorte sind Freiburg und Karlsruhe-Hardtwald, die kältesten sind Donaueschingen und Schönau.

Zur mittleren Jahresniederschlagssumme an den Wetterstationen ist hier nur anzumerken, dass sie von 950 mm während der ersten drei Dreißigjahreszeiträume auf 907 mm im Zeitraum 1989 bis 2018 gesunken ist. Der starke Temperaturanstieg an allen Wetterstationen bzw. Waldstandorten ist eine hochsignifikante Klimaänderung, die im Folgenden mit Veränderungen des Vorkommens und der Häufigkeit (Frequenz) von Klimawandelindikatoren (VDI 2017) verglichen wird. Für eine alternative Auswertung werden Flechtenarten mit gemäßigt-mediterraner (Kategorie GME) oder subatlantisch-submediterrangemäßigter (SSG) Verbreitung in Europa entsprechend den Angaben der niederländischen Flechtencheckliste verwendet (APTROOT & SPARRIUS 2009; BLWG 2010). Zur Unterscheidung von den VDI-Klimawandelzeigern werden diese auch als NL-Klimawandelzeiger bezeichnet. Im Gegensatz zu den NL-Klimawandelzeigern wurden die VDI-Klimawandelzeiger nicht nur anhand ihres Areals, sondern auch anhand bestimmter Zeigerwert-Kombinationen ausgewählt und dabei nährstofftolerante Arten ausgeschlossen.

Eine weitere Möglichkeit, Wirkungen des anhaltenden Temperaturanstiegs während der letzten Jahrzehnte auf die Flechtenbiota zu untersuchen, bieten Flechtenarten mit *Trentepohlia*-Algen als Photobiont, deren Verbreitungsschwerpunkt weltweit in den Tropen liegt und die von der besseren Verfügbarkeit von *Trentepohlia*-Algen als eine Folge des Klimawandels profitieren (APTROOT & VAN HERK 2007; APTROOT & CACERES 2014). Noch eine weitere Möglichkeit bieten ökologische Zeigerwerte der Flechten (siehe Kapitel 3.4) und die im Oktober 2018 veröffentlichten STI-Werte (STI = Species-Temperature-Index) von Höheren Pflanzen, Moosen und Flechten (SPARRIUS *et al.* 2018). Der STI- oder Temperaturwert einer Flechte ist die Mittelwerttemperatur der Art in ihrem Verbreitungsgebiet in Europa und im Unterschied zu Zeigerwerten keine Ordinalzahl. Für 231 der Flechtenarten des Projekts liegen STI-Werte vor.

Ergebnisse

Zunächst wurde untersucht, welche der 188 im Untersuchungsjahr 2018 registrierten Flechtenarten bevorzugt wärmere oder kühlere Standorte besiedeln bzw. tiefer oder höher gelegene Standorte. Da viele Arten sowohl im Tiefland als auch in Gebirgslagen vorkommen, wurden statt des Vorkommens (Präsenz / Absenz) die Frequenzwerte der Flechten verwendet. Wie in Tabelle 3-20 aufgeführt, zeigen zehn Flechtenarten (5 % aller Arten) einen positiven Zusammenhang mit der mittleren Jahrestemperatur und sind auch an tiefer gelegenen Standorten häufiger, d.h. ihre mittlere Frequenzsumme ist hier höher, als an höhergelegenen, kühleren Standorten. Drei dieser Flechten, *Bactrospora dryina*, *Dendrographa decolorans* und *Opegrapha vermicellifera*, sind VDI-Klimawandelzeiger, zwei davon gleichzeitig NL-Klimawandelzeiger, und sieben Arten enthalten Algen der Gattung *Trentepohlia* als Photobiont. Besonders eng ($p < 0,01$; Spearman's Rangkorrelation) sind die Korrelationen mit der Höhe (negative R_s -Werte) oder der Temperatur (positive R_s -Werte) nur bei *Caloplaca obscurella* und *Pseudosagedia aenea*. Die Gruppe derer, die sich entgegengesetzt verhalten, ist mit 24 Flechtenarten deutlich größer. Sie enthält keine Flechten mit *Trentepohlia*-Algen und nur einen VDI- bzw. NL-Klimawandelzeiger. Besonders eng sind hier die Korrelationen mit der Höhe oder der mittleren Jahrestemperatur bei *Hypogymnia farinacea*, *H. physodes*, *Lecidea nylanderii*, *Micarea micrococca*, *M. prasina*, *Parmelia saxatilis*, *Platismatia glauca* und *Violella fucata*. Bis auf *H. farinacea* oder *L. nylanderii* kommen die meisten davon auch in tieferen Lagen vor, profitieren aber vom höheren Niederschlagsangebot in den Gebirgslagen (WIRTH *et al.* 2013) und erreichen folglich dort höhere Frequenzwerte. Auch die VDI- und NL-Klimawandelzeiger sind nicht auf warme Lagen beschränkt. Die drei oben genannten, an den warmen Standorten häufigeren Arten entsprechen nur 14 % der insgesamt 21 in diesem Untersuchungsjahr registrierten VDI-Klimawandelindikatoren. Alle drei weisen mit 2 bis 4 relativ niedrige Feuchtezahlen auf, sind also an relativ niederschlagsarme Standorte angepasst, während für etwa die Hälfte der VDI-Klimawandelzeiger mit 5 oder 6 höhere Feuchtezahlen vergeben wurden, weil sie niederschlagsarme Gebiete gewöhnlich meiden. Während die Flechten mit *Trentepohlia*-Algen möglicherweise stärker von der Wärme profitieren – immerhin sind mit sieben von insgesamt 28 ein Viertel dieser Flechtenarten an den wärmeren Standorten statistisch signifikant häufiger – wirkt sich der Höhen- und Temperaturgradient hier gleichzeitig auch ein Niederschlags- und Feuchtegradient ist, bei den Klimawandelzeigern stärker aus. Mangels geeigneter Daten bleiben diese Faktoren hier unberücksichtigt.

Auch beim Vergleich der Zeigerwertmediane der beiden Flechtenartengruppen zeigen sich statistisch signifikante Unterschiede. So sind die an wärmeren und tiefer gelegenen Standorten häufigeren Flechtenarten aufgrund höherer Klimawerte (KW) besser adaptiert an subatlantisch-submediterrane Klimaverhältnisse. Sie

sind auch weniger ausgeprägt an saure Substrate angepasst und etwas toleranter gegenüber Nährstoffeinträgen als die an höheren, kühleren Standorten häufigeren Flechtenarten. Bereits in Kapitel 3.6 wurde darauf hingewiesen, dass die seit 20 Jahren andauernde Stagnation der Anzahl der Flechtenarten mit Reaktionszahl kleiner 3 und ihr kontinuierlich sinkender Beitrag zum reichhaltiger werdenden Artenspektrum (Abbildung 3-24) klimatisch bedingt sein könnte. Auch die Zunahme nitrophytischer Arten (Tabelle 3-18) bei gleichbleibenden Stickstoffdepositionswerten (UBA 2011, 2018; siehe Kapitel 3.7) könnte, zumindest teilweise, auf Klimaveränderungen beruhen.

Die Beobachtungen hinsichtlich des Vorkommens von VDI- und NL-Klimawandelzeigern im Projekt zwischen 1986 und 2018 lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Veränderung der Artenvielfalt: Die Artenvielfalt der VDI-Klimawandelzeiger hat sich seit 1986 von acht Flechtenarten auf inzwischen 21 Arten fast verdreifacht (Tabelle 3-21). Ähnlich stark, nämlich von sieben auf 17 Arten, ist das Spektrum der NL-Klimawandelzeiger angewachsen (Kategorien GME und SSG zusammengefasst; Tabelle 3-22).
- Zeitlicher Verlauf: Die durchschnittliche Zahl der VDI-Klimawandelzeiger an den 17 durchgehend wiederholt untersuchten Waldstandorten hat seit 1986 zugenommen, seit 2002 sogar beschleunigt (Abbildung 3-27). An den Waldstandorten stellen die VDI-Klimawandelzeiger einen im Lauf der Zeit von im Mittel 7 auf 10 % angewachsenen, gleichwohl kleinen Teil der jeweils vorkommenden Flechtenarten, der jedoch so deutlich zunimmt, dass seit 2002 die mittlere Anzahl dieser Arten im Vergleich zur jeweils vorletzten Untersuchung immer statistisch signifikant angestiegen ist (Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben, $p < 0,02$; Einzeldaten siehe Tabelle 3-21). Weitgehend übereinstimmende zeitliche Veränderungen ergeben sich auch mit den NL-Klimawandelzeigern (Abbildung 3-27, Einzeldaten in Tabelle 3-22).
- Gibt es regionale Unterschiede? Die Richtlinie 3957 Blatt 20 wurde zunächst für Vergleiche der Häufigkeit von Klimawandelzeigern zu verschiedenen Zeitpunkten entworfen und weniger für räumliche Vergleiche, die durch unterschiedliche Standortbedingungen kompliziert werden. Abbildung 3-28 fasst die zeitliche Veränderung der Artenvielfalt der VDI-Klimawandelzeigerarten in den drei Zeiträumen 1986-1996, 2002-2010 und 2015-2018 anhand von Säulendiagrammen für jeden der 17 durchgehend untersuchten Standorte in einer Karte von Baden-Württemberg zusammen. Bis auf den Standort Weinheim weisen, entsprechend der Kategorisierung zur Kartendarstellung, alle übrigen 16 Waldstandorte beim Vergleich der Zeiträume 1986-96 und 2015-2018 eine Zunahme der VDI-Klimawandelzeiger auf, selbst in kühlen, teils über 1.000 Meter hoch gelegenen Wäldern. Dies gilt auch unter Einbeziehung der nicht durchgehend untersuchten Standorte Eberbach, Eppingen, Stuttgart und Zwiefalten (Einzeldaten siehe Tabelle 3-21). Die Veränderungen betreffen somit das gesamte Bundesland und alle Höhenstufen. Es erscheint plausibel, dass der Standort Freiburg aufgrund seiner klimatisch warmen Lage schon 1986 die meisten Klimawandelindikatoren aufwies, doch seit 2015 beherbergt der Standort Hausach im Schwarzwald die meisten Klimawandelzeiger, obwohl er im Projekt mit 640 m Ortshöhe und einer Jahresmitteltemperatur zwischen 7,90 und 8,85 Grad Celsius für die Untersuchungsjahre 1986 bis 2018 (Tabelle 3-26) jeweils eine mittlere Position einnimmt. Doch das Baumartenspektrum (reine Nadelwaldstandorte sind ungünstig für Klimawandelindikatoren; vergl. 1370 Murgschifferschaft), die Altersstruktur der Bestände, der Kronenschlussgrad wie auch das Niederschlagsangebot und dessen jährliche Verteilung beeinflussen das Vorkommen von Klimawandelindikatoren ebenso wie die Zusammensetzung des Flechtenartenspektrums generell, weshalb

ein Vergleich der Standorte nicht im Vordergrund steht. Zudem beeinflussen die Luftfeuchte-Verhältnisse sowie aktuelle oder nachwirkende Immissionsbelastungen die Ansiedlung von Flechten insgesamt und damit auch von Klimawandelindikatoren. Dies betrifft den Standort 1350 Weinheim im Nordwesten des Landes. Diese standörtlichen Unterschiede sind sehr wahrscheinlich der Hauptgrund dafür, dass der positive Zusammenhang zwischen der Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger und der mittleren Jahrestemperatur – wärmere Standorte beherbergen mehr Klimawandelzeiger als kühlere Standorte – mit $R^2 \leq 0,15$ gering ausfällt (Abbildung 3-29).

Im Gegensatz zu diesen Ergebnissen auf der Grundlage des Flechtenartenspektrums (Präsenz / Absenz der Arten) der Waldflächen geben die mit der EU-Methode seit 2009 erhobenen Frequenzwerte die Häufigkeiten der Flechtenarten differenzierter wieder. In Hinblick auf die VDI- und NL-Klimawandelzeiger wurden folgende Ergebnisse erzielt:

- Während die Frequenzsumme der Flechtenarten insgesamt mit steigender Höhe zunimmt (Abbildung 3-32; Spearmans Rangkorrelation, $R_s = 0,67$, $p < 0,01$; Tabelle 3-24) und mit steigender Jahresmitteltemperatur sinkt ($R_s = -0,62$, $p < 0,01$) verhalten sich die VDI-Klimawandelzeiger gegenläufig (Abbildung 3-33; $R_s = -0,24$ bzw. $-0,29$; beide nicht signifikant; alle Korrelationen für Daten von 2018, siehe Tabelle 3-24). Das heißt, je höher die mittlere Jahrestemperatur an den Waldstationen, desto höher die mittlere Frequenzsumme der VDI-Klimawandelzeiger. Vom höheren Feuchte- und Niederschlagsangebot der Gebirgslagen profitieren die Klimawandelindikatoren offenbar weniger als viele andere Flechtenarten, die namentlich in den höheren Lagen hohe Frequenzwerte erzielen (siehe auch Tabelle 3-20).
- Mit den NL-Klimawandelzeigern ergeben sich weitgehend übereinstimmende Ergebnisse. Auch ihre Frequenzwerte nehmen mit steigender Ortshöhe ab und mit steigender Jahresmitteltemperatur der Waldstandorte zu. Beide Zusammenhänge sind, wie bei den VDI-Klimawandelzeigern, statistisch nicht signifikant ($R_s = -0,31$ bzw. $0,34$; Tabelle 3-24).
- Wie oben bereits für die Anzahl der VDI-Klimawandelzeigerarten an den Standorten beschrieben, steigt auch die Frequenz dieser Arten proportional zur Jahresmitteltemperatur an. Aufgrund der starken standörtlichen Unterschiede ist der Zusammenhang mit $R_s \leq 0,15$ auch hier gering. Der Unterschied zwischen den kühlen und wärmeren Standorten erscheint beim Blick auf die Frequenzwerte jedoch ausgeprägter, als beim Vergleich der unterschiedlichen Artenvielfalt. Auch an den kühleren Standorten kommen immer mehr VDI-Klimawandelzeigerarten hinzu, ihre Frequenz steigt dort aber erheblich langsamer als an den wärmeren Standorten. Die zunehmende Steigung der linearen Datenanpassung dürfte damit zusammenhängen, dass es sich hier um einen dynamischen Vorgang handelt, d.h., die bei einer bestimmten mittleren Jahrestemperatur zu erwartende Frequenzsumme der VDI-Klimawandelzeiger ist noch nicht erreicht.

Die mittlere Anzahl von Flechten mit *Trentepohlia*-Algen als Photobionten hat seit Beginn des Projektes kontinuierlich signifikant zugenommen (Tabelle 3-23). Diese Flechtenarten besiedeln bevorzugt die Bäume tiefer gelegene Standorte (Spearmans Rangkorrelation, $R_s = 0,44$, $p = 0,03$, Tabelle 3-24). Mit zunehmender Höhe des Standortes sinkt auch ihre Frequenz auf den Bäumen ($R_s = -0,39$; nicht signifikant), während die Frequenz mit der mittleren jährlichen Temperatur der Standorte signifikant korreliert ist ($R_s = 0,48$, $p = 0,03$). Seit 2009 hat sich die mittlere Frequenz dieser Flechten an den Standorten im Mittel fast verdoppelt, dabei ist der Frequenzanstieg umso größer, je tiefer der Standort liegt (Abbildung 3-35, Abbildung 3-36).

Die auf Grundlage von Präsenz und Absenz der Arten berechneten mittleren Flechtentemperaturwerte (STI-Werte; SPARRIUS *et al.* 2018) sind eng mit der geografischen Höhe korreliert (Abbildung 3-30). Für den Gesamtzeitraum von 32 Jahren ergibt sich eine geringe, statistisch nicht signifikante Erhöhung der mittleren Flechtentemperaturwerte um ca. 0,1 K (Abbildung 3-30). Ein übereinstimmendes Ergebnis erhält man nach Berechnung der frequenzgewichteten mittleren Flechtentemperatur (Abbildung 3-31) für den kürzeren Zeitraum seit 2009 (erst seit 2009 liegen Frequenzwerte von mindestens zwölf Bäumen pro Standort vor).

Auf die statistisch signifikanten Veränderungen klimatisch relevanter ökologischer Zeigerwerte (WIRTH 2010) für Temperatur (T), Kontinentalität (K), Klimawert (KW) und klimaökologische Ozeanität (KO) wurde bereits in Kapitel 3.4 eingegangen (Abbildung 3-21, Tabelle 3-14). Zusammengefasst indizieren die Veränderungen dieser Werte einen Anstieg der Temperatur und eine Verschiebung hin zu geringerer Kontinentalität, also hin zu ozeanischeren Bedingungen (geringere Amplitude der Jahrestemperatur, milde Winter, feuchtes Klima).

Fazit: Zur Bioindikation von Wirkungen des globalen Klimawandels werden hier so genannte Klimawandelzeiger eingesetzt. Das sind bestimmte Flechtenarten, die aufgrund von Arealveränderungen ausgewählt wurden. Beim Vergleich der Zeiträume 1986-96 und 2015-2018 ist die Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger (VDI 2017), abgesehen vom durch aktuelle oder nachlassende Immissionswirkungen belasteten Standort Weinheim, an allen übrigen Waldstandorten angestiegen, selbst in kühlen, teils über 1.000 Meter hoch gelegenen Wäldern. Die Veränderungen betreffen somit das gesamte Bundesland und alle Höhenstufen. Übereinstimmende Veränderungen zeigen Flechtenarten mit *Trentepohlia*-Algen, die kühle Standorte meiden und deren weltweiter Schwerpunkt in den Tropen liegt. Die kontinuierliche Zunahme der Klimawandelindikatoren bedeutet letztlich eine Veränderung des angestammten Flechtenartenspektrums zugunsten des Anteils ozeanischer und (sub-)mediterraner Arten, was sich auch in Veränderungen klimatisch relevanter ökologischer Zeigerwerte der Flechten ausdrückt. Die Ergebnisse zeigen für den Untersuchungszeitraum deutlich den Einfluss klimatischer Veränderungen auf die Flechtengemeinschaften.

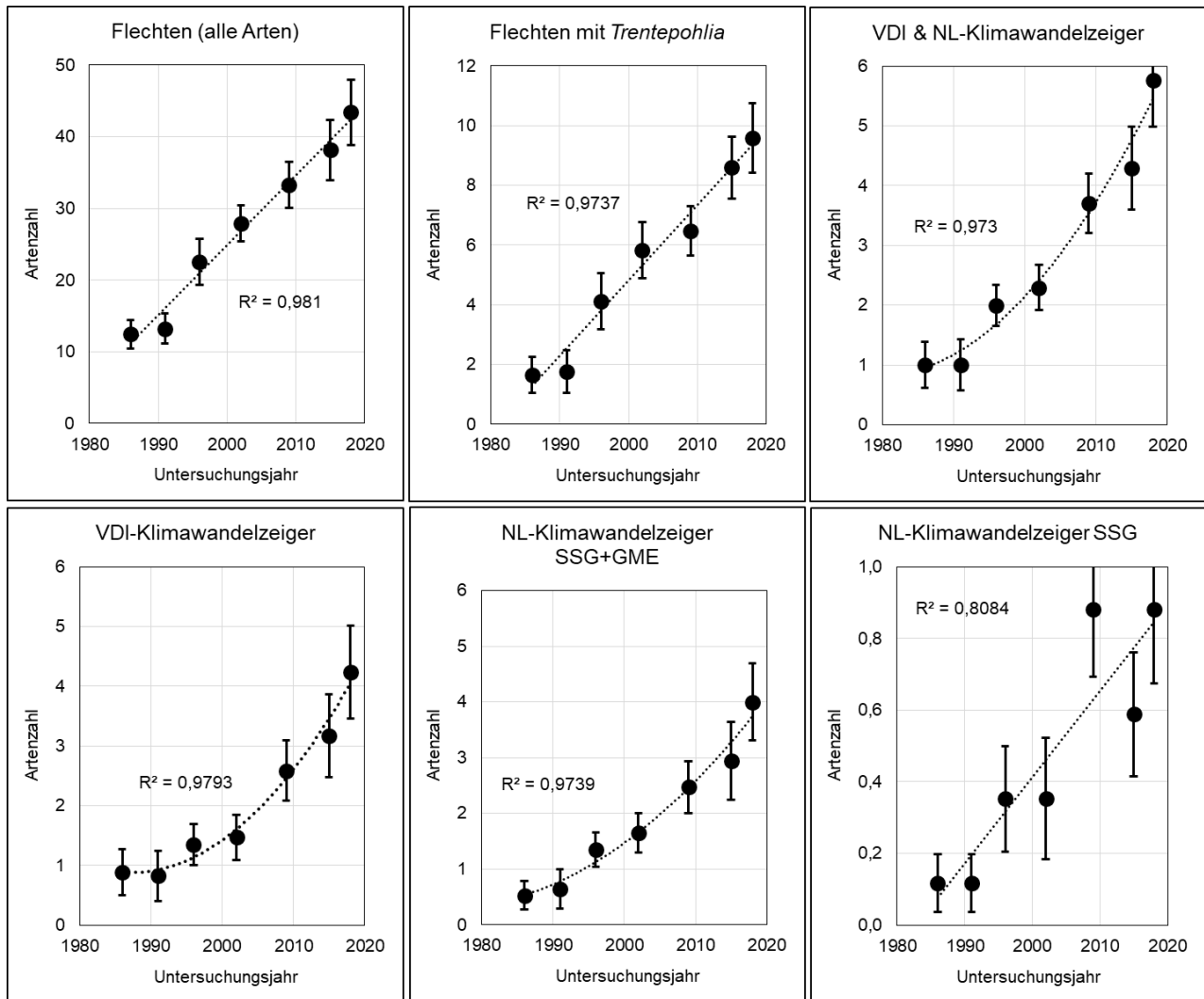
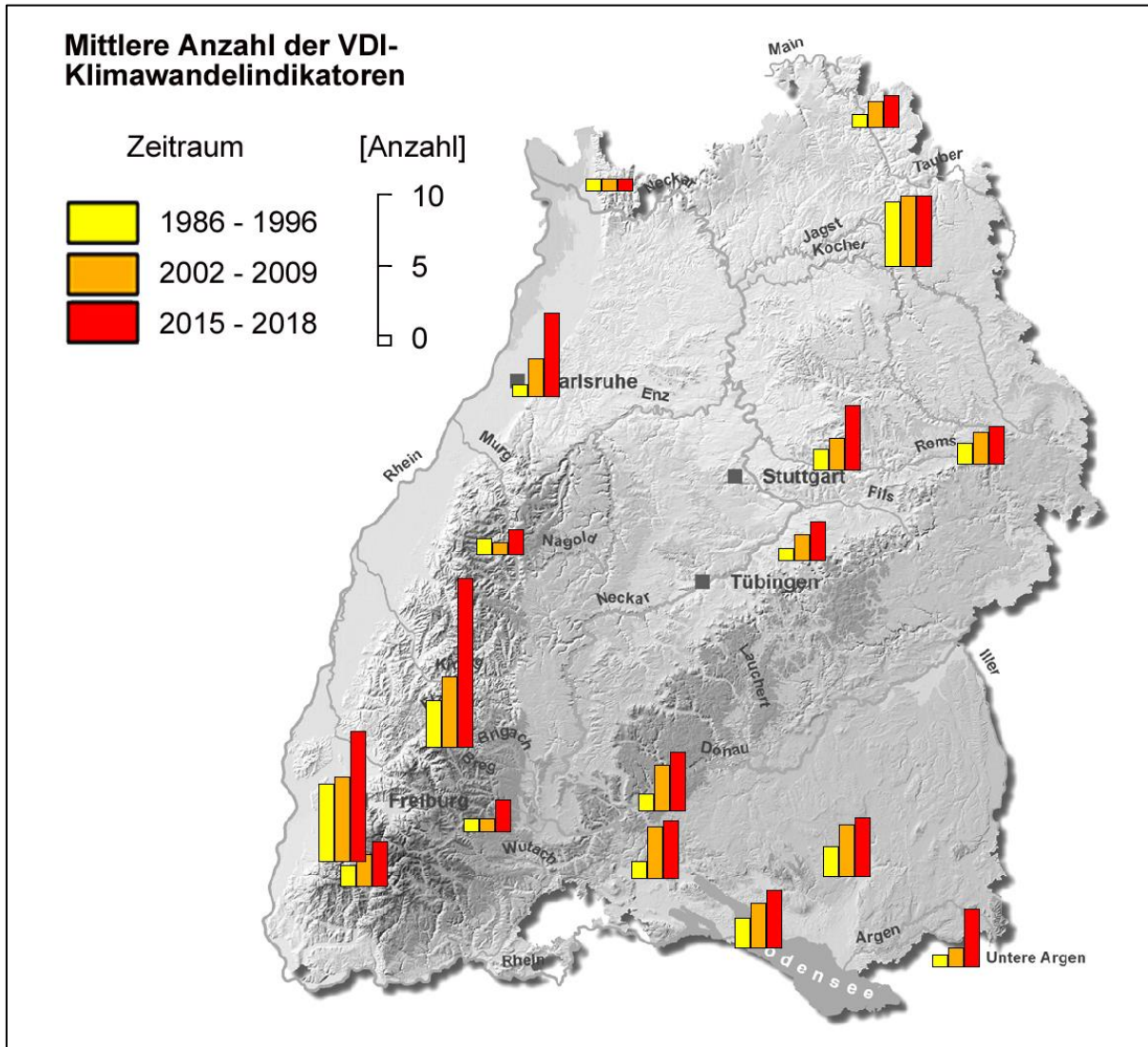


Abbildung 3-27: Veränderung der mittleren Anzahl der Flechtenarten pro Waldstandort, die als Zeigerarten für Folgen des Klimawandels verwendet werden können.

Datenquelle: Gesamtartenspektrum der Flechten von 17 Waldstandorten, die von 1986 bis 2018 insgesamt siebenmal untersucht wurden. Für 2009 wurden Daten der Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe Hardtwald von 2011 eingesetzt. Klimawandelzeiger gemäß VDI 3957 Blatt 20 ("VDI-Klimawandelzeiger"; VDI 2017) und auf Grundlage der Verbreitungsangaben von Flechtenarten in Europa nach der niederländischen Checkliste der Flechten ("NL-Klimawandelzeiger"; APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2010). Die Angaben "GME" und "SSG" bezeichnen Flechtenarten mit gemäßigt-mediterraner bzw. subatlantisch-submediterrangemäßigter Verbreitung in Europa. Dargestellt ist jeweils die mittlere Anzahl der Arten pro Waldstandort mit Standardfehler des Mittelwerts für jedes Untersuchungsjahr und 17 durchgehend untersuchte Standorte. Die gepunktete Linie zeigt die lineare oder, im Fall des zunächst langsamer verlaufenden Anstiegs der Klimawandelzeiger, eine quadratische Anpassung zur visuellen Verdeutlichung des zeitlichen Verlaufs.

Abbildung 3-28: Zeitliche Veränderung der Artenvielfalt der VDI-Klimawandelzeigerarten.



Datengrundlage: Artenspektrum der Flechten an 17 von 1986 bis 2018 durchgehend untersuchten Waldstandorten. Die Höhe der Säulen entspricht der mittleren Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger am jeweiligen Standort für die Untersuchungszeitpunkte 1986, 1991 und 1996 (gelb), 2002 und 2009 (orange) und 2015 und 2018 (rot). Zur Darstellung des Wertes Null wurde ein Mindestwert vorgelegt. Der Maximalwert beträgt 12 Arten für 2015 und 2018 am Standort 1390 Hausach. Einzeldaten (siehe Tabelle 3-21.) Kartengrundlage: LGL BW, LUBW.

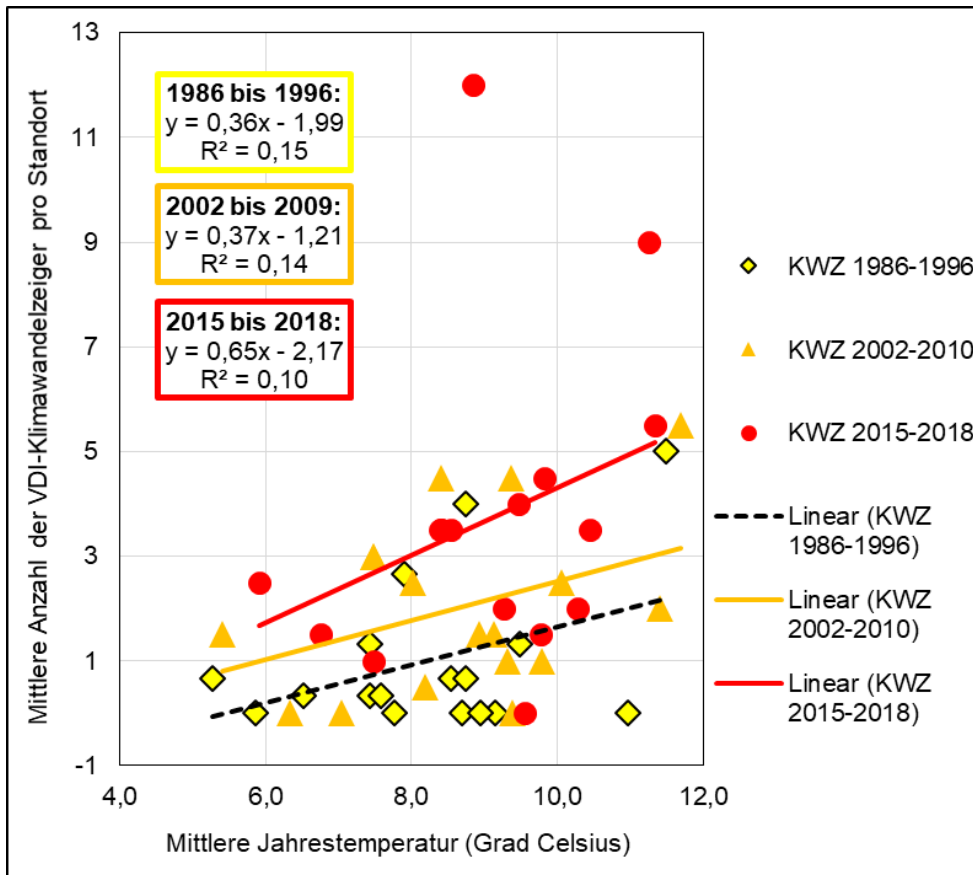


Abbildung 3-29: Zusammenhang zwischen der Artenvielfalt der VDI-Klimawandelzeigerarten und der mittleren Jahrestemperatur an den Waldstandorten.

Datengrundlage: Artenspektrum der Flechten an 17 von 1986 bis 2018 durchgehend untersuchten Waldstandorten. Die Farbgebung orientiert sich an der Darstellung in Abbildung 3-28. Aufgetragen ist die mittlere Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger an den Waldstandorten für die Untersuchungszeitpunkte 1986, 1991 und 1996 (gelbe Vierecke), 2002 und 2009 (orange Dreiecke) bzw. 2015 und 2018 (rote Kreise; Einzeldaten siehe) über die jeweils zugehörige mittlere Jahrestemperatur in den Zeiträumen 1986 bis 1996, 2000 bis 2010 bzw. 2010 bis 2018. Die Temperaturwerte wurden anhand der Jahresmittelwerte nahe gelegener Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes ermittelt (DWD 2019; Zuordnung siehe Tabelle 3-26) und für alle Standorte höhenkorrigiert anhand des feuchtadiabatischen Temperaturgradienten (rund 0,5 K pro 100 m Höhendifferenz). Lineare Datenanpassung.

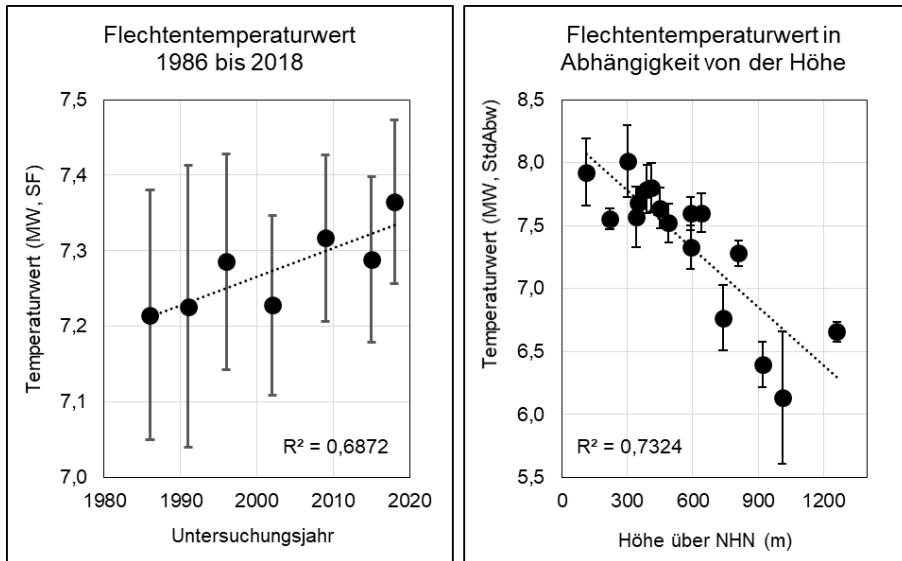


Abbildung 3-30: Veränderung der mittleren Flechtentemperatur STI (SPARRIUS et al. 2018) in Abhängigkeit von der Zeit und der geografischen Höhe der Waldstandorte.

Datenquelle: Gesamtartenspektrum der Flechten von 17 Waldstandorten, die von 1986 bis 2018 insgesamt siebenmal untersucht wurden. Für 2009 wurden Daten der Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe Hardtwald von 2011 eingesetzt. Der STI-Wert einer Flechte ist die Durchschnittstemperatur einer Art in ihrem Verbreitungsgebiet in Europa (SPARRIUS et al. 2018). Für 231 Arten - und damit für fast alle Flechtenarten im Projekt – liegen STI-Werte vor.

Dargestellt sind links die Mittelwerte mit Standardfehler der für jedes Untersuchungs-jahr berechneten mittleren STI-Werte der 17 durchgehend untersuchten Standorte. Das rechte Diagramm zeigt die Mittelwerte der STI-Werte als Funktion der Ortshöhe. Die Streuung der Daten resultiert hier aus den jeweils sieben Werten der verschiedenen Untersuchungs-jahre.

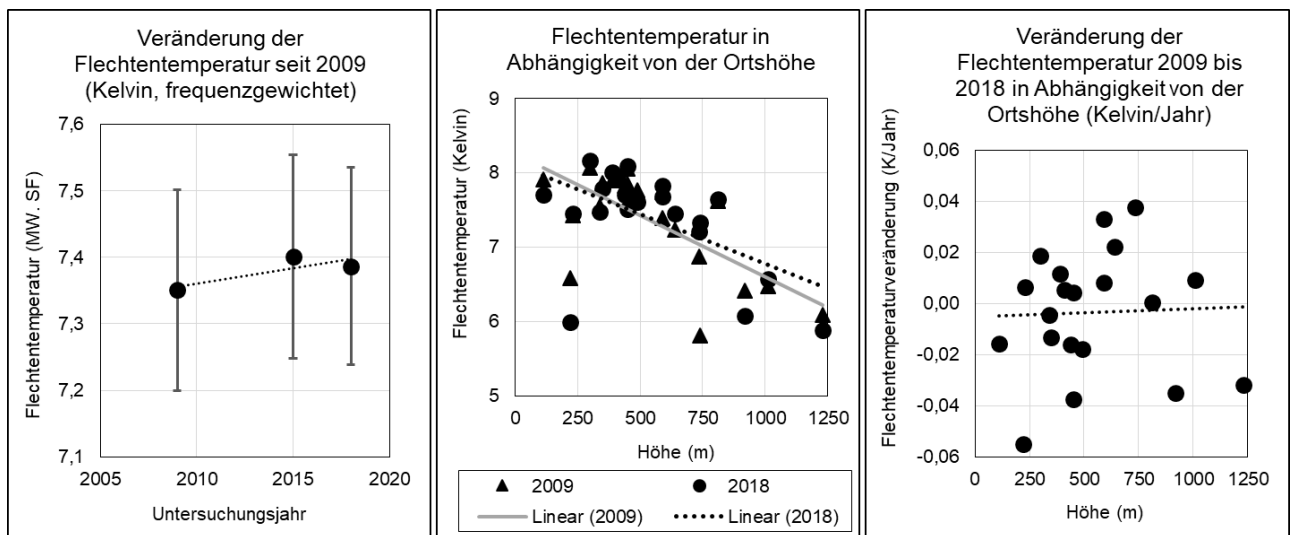


Abbildung 3-31: Frequenzgewichtete mittlere Flechtentemperatur (STI; SPARRIUS et al. 2018) in Abhängigkeit von der Zeit und der geografischen Höhe der Waldstandorte.

Datenquelle: Frequenzwerte der Flechten an 21 Waldstandorten 2009, 2015 und 2018. Für 2009 wurden Daten der Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe Hardtwald von 2011 eingesetzt. Der Temperaturwert einer Flechte ist die Durchschnittstemperatur der Art in ihrem Verbreitungsgebiet in Europa (STI; SPARRIUS et al. 2018). Für 231 Arten – und damit für fast alle Flechtenarten im Projekt – liegen STI-Werte vor.

Frequenzgewichtung: Für jedes Jahr und jeden Standort wurde für jede vorkommende Art das Produkt aus ihrer Frequenzsumme auf den Bäumen und ihrem STI-Wert gebildet und durch die Frequenzsumme aller Flechten am Standort dividiert. Die Summe dieser Werte ergibt die frequenzgewichtete Flechtentemperatur des Standortes für den entsprechenden Zeitpunkt. Dargestellt sind die Mittelwerte über alle Standorte mit Standardfehler. Das mittlere Diagramm zeigt diese Werte aufgetragen über die Ortshöhe (m) für die Jahre 2009 und 2018. Im rechten Diagramm ist für jeden Standort die Veränderung der mittleren Flechtentemperatur pro Jahr als Funktion der Ortshöhe aufgetragen. Der stark abweichende Wert +0,17 für 1040 Wangen ist nicht dargestellt.

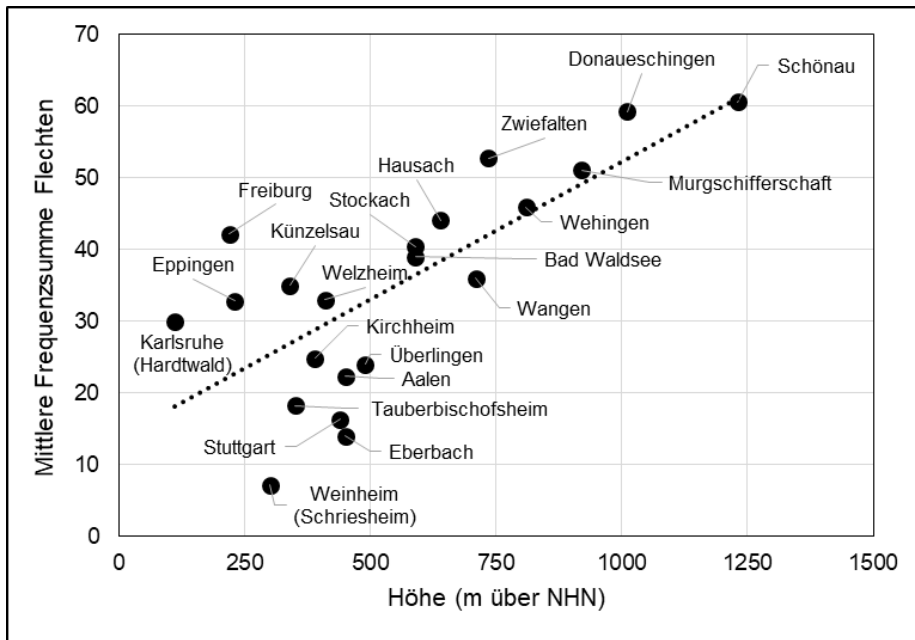


Abbildung 3-32: Zusammenhang zwischen der mittleren Frequenzsumme der Flechten (alle Arten) und der geografischen Höhe der Waldstandorte.

Datengrundlage: Frequenzwerte der Flechten (STOFER et al. 2003) an 21 Waldstandorten, Untersuchungsjahr 2018.

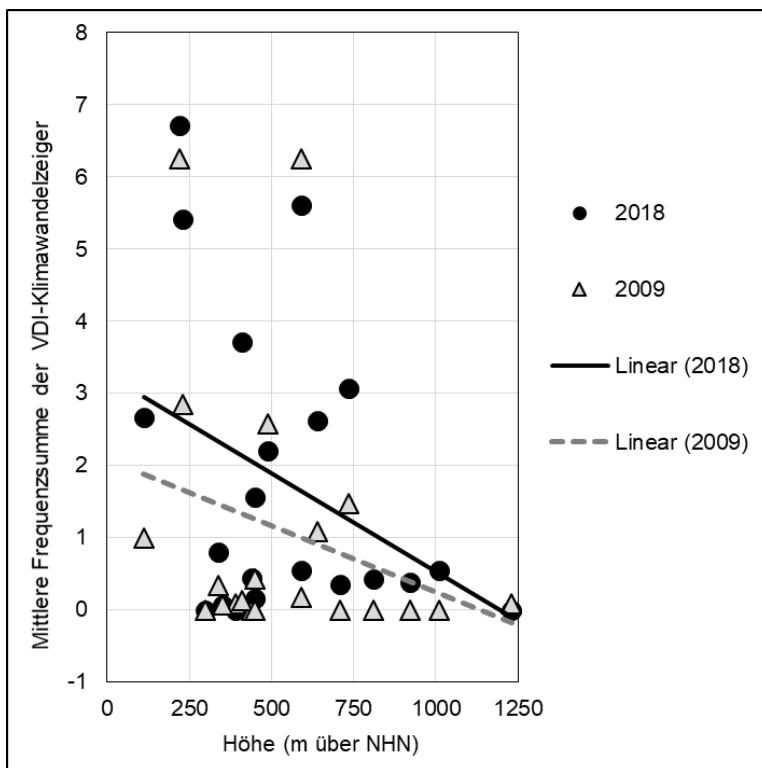


Abbildung 3-33: Zusammenhang zwischen der mittleren Frequenzsumme der VDI-Klimawandelzeiger (VDI 2017) und der geografischen Höhe der Waldstandorte 2009 und 2018.

Datengrundlage: Frequenzwerte der Flechten (STOFER et al. 2003) an 21 Waldstandorten 2009 und 2018. Für die Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe-Hardtswald wurden für 2009 die Daten von 2011 eingesetzt.

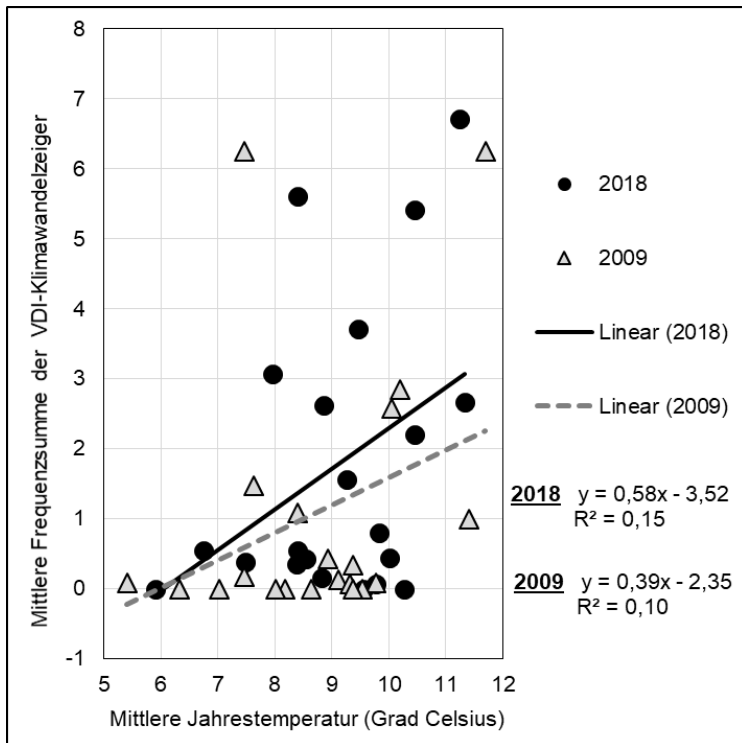


Abbildung 3-34: Zusammenhang zwischen der mittleren Frequenzsumme der VDI-Klimawandelzeiger und der mittleren Jahrestemperatur an den Waldstandorten.

Datengrundlage: Frequenzwerte der VDI-Klimawandelzeiger aufgenommen gemäß STOFER et al. (2003) an 21 Waldstandorten 2009 und 2018. Für die Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe-Hardtwald wurden für 2009 die Daten von 2011 eingesetzt. Aufgetragen sind die Frequenzwerte der Klimawandelzeiger für 2009 bzw. 2018 über die mittlere Jahrestemperatur der Waldstandorte in den Zeiträumen 2000-2010 bzw. 2010-2018. Die Temperaturwerte wurden anhand der Jahresmittelwerte nahe gelegener Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes ermittelt (DWD 2019; Zuordnung siehe Tabelle 3-26) und sind höhenkorrigiert anhand des feuchtadiabatischen Temperaturgradienten (rund 0,5 K pro 100 m Höhendifferenz).

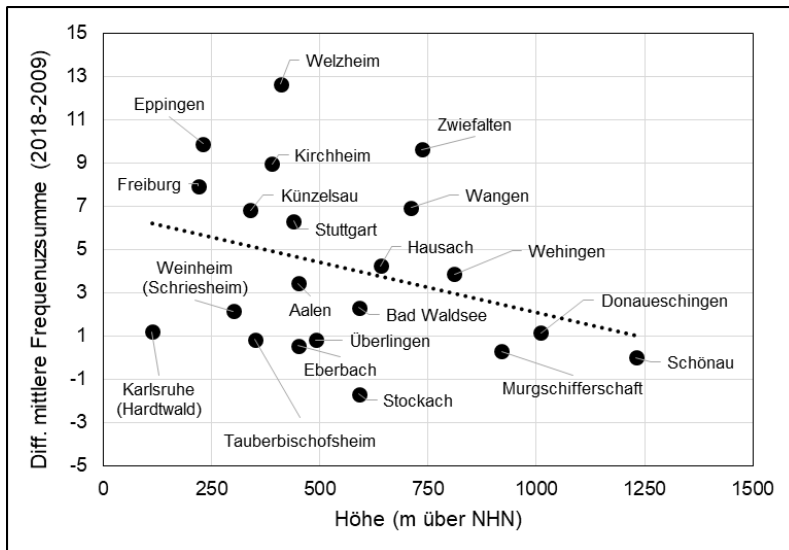


Abbildung 3-35: Zusammenhang zwischen der Veränderung der mittleren Frequenzsumme von Flechten mit Photobiont *Trentepohlia* sp. (2018 – 2009) und der geographischen Höhe des Waldstandortes.

Datengrundlage: Datengrundlage: Frequenzwerte der Flechten (STOFER et al. 2003) an 21 Waldstandorten 2009 und 2018. Für die Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe-Hardtwald wurden für 2009 die Daten von 2011 eingesetzt. Aufgetragen ist die Differenz (2018 – 2009) der mittleren Frequenzsumme der Flechten aus den Gattungen *Acrocordia*, *Alyxoria*, *Anisomeridium*, *Arthonia*, *Bactrospora*, *Coenogonium*, *Coniocarpon*, *Dendrographa*, *Graphis*, *Gyalecta*, *Lecanactis*, *Opegrapha*, *Porina*, *Pseudosagedia*, *Pyrenula*, *Reichlingia*, *Thelopsis* und *Zwackhia* über die geografische Höhe der Standorte.

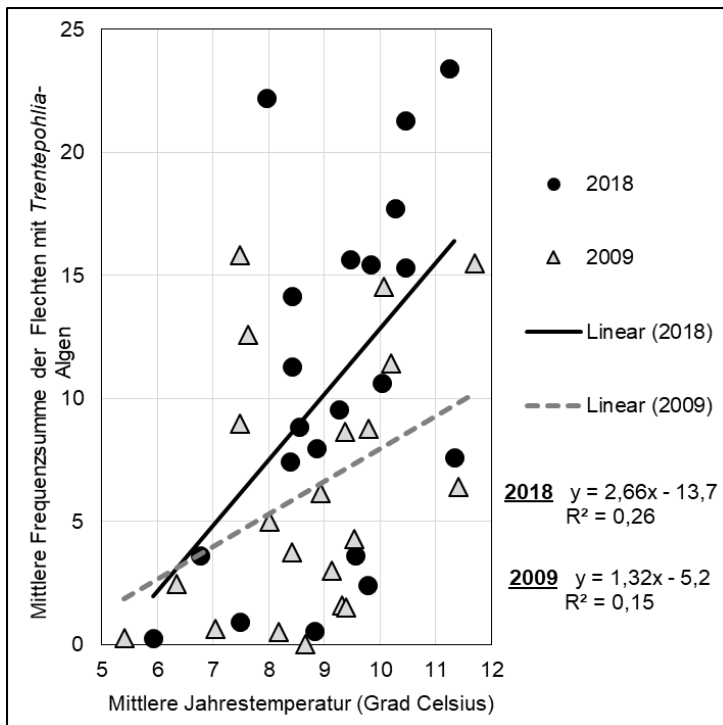


Abbildung 3-36: Zusammenhang zwischen der mittleren Frequenzsumme von Flechten mit Photobiont *Trentepohlia* sp. und der mittleren Jahrestemperatur an den Waldstandorten.

Datengrundlage: Frequenzwerte der VDI-Klimawandelzeiger aufgenommen gemäß STOFER et al. (2003) an 21 Waldstandorten 2009 und 2018. Für die Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe-Hardtald wurden für 2009 die Daten von 2011 eingesetzt. Aufgetragen sind die Frequenzwerte von Flechtenarten aus den Gattungen *Acrocordia*, *Alyxoria*, *Anisomeridium*, *Arthonia*, *Bactrospora*, *Coenogonium*, *Coniocarpon*, *Dendrographa*, *Graphis*, *Gyalecta*, *Lecanactis*, *Opegrapha*, *Porina*, *Pseudosagedia*, *Pyrenula*, *Reichlingia*, *Thelopsis* und *Zwackhia* für 2009 bzw. 2018 über die mittlere Jahrestemperatur der Waldstandorte in den Zeiträumen 2000-2010 bzw. 2010-2018. Die Temperaturwerte wurden anhand der Jahresmittelwerte nahe gelegener Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes ermittelt (DWD 2019; Zuordnung siehe Tabelle 3-26) und sind höhenkorrigiert anhand des feuchtadiabatischen Temperaturgradienten (rund 0,5 K pro 100 m Höhendifferenz).

Tabelle 3-20: Flechtenarten, deren Frequenz mit der geografischen Höhe oder der Jahresmitteltemperatur des Waldstandortes korreliert.

Datengrundlage: Frequenzwerte der Flechten (STOFER et al. 2003) an 21 Waldstandorten, Untersuchungsjahr 2018.

Korrelationen = Spearmans Rangkorrelation; angegeben sind die Rs-Werte für den Zusammenhang zwischen der mittleren Frequenzsumme der Art und der Ortshöhe (Sortierungskriterium) und der höhenkorrigierte mittlere Jahrestemperatur an den Waldstandorten für den Zeitraum 2010 bis 2018 (siehe Legenden zu Tabelle 3-25 und Tabelle 3-26). Signifikanzen: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, ns = kein signifikanter Unterschied. Aufgeführt sind nur Flechtenarten mit p-Werten kleiner als 0,05 für den Zusammenhang zwischen der Frequenzsumme und der Ortshöhe und der mittleren Jahrestemperatur am Standort.

KWZ = Klimawandelzeiger, T = Flechtenarte mit Photobiont Trentepohlia, VDI = VDI-Klimawandelzeiger, GME bzw. SSG = NL-Klimawandelzeiger in zwei Kategorien, GME = Flechtenarten mit gemäßigt-mediterraner bzw. SSG = subatlantisch-submediterranean-gemäßigter Verbreitung in Europa.

Ökologischer Zeigerwert = Zeigerwerte L, T, K, F, R, N und KO aus WIRTH (2010), KW aus KIRSCHBAUM & WIRTH (2010). Signifikanzen: # = $p < 0,05$, ## = $p < 0,01$, ns = kein signifikanter Unterschied, Mann-Whitney-U-Test, Vergleich des entsprechenden Zeigerwertmedians für Flechtenarten, deren Frequenzsumme mit steigender Höhe abnimmt und mit steigender mittleren Jahrestemperatur zunimmt (obere Tabellenzeilen) mit den Flechtenarten, die sich entgegengesetzt verhalten (untere Tabellenzeilen).

Flechtenart	Korrelationen		KWZ	Ökologischer Zeigerwert							
	Ortshöhe	Temperatur		L	T	K	F	R	N	KW	KO
Frequenzsumme nimmt mit der geografischen Höhe ab und steigt mit der mittleren Jahrestemperatur am Standort an											
<i>Pseudosagedia aenea</i>	-0,77**	0,74**	T	3	6	4	4	5	4	6	5
<i>Caloplaca obscurella</i>	-0,60**	0,60**									
<i>Opegrapha vermicellifera</i>	-0,38 ^{ns}	0,54*	T, VDI, GME	3	8	2	4	5	3	8	6
<i>Arthonia atra</i>	-0,31 ^{ns}	0,50*	T	4	6	4	4	5	3	6	5
<i>Dendrographa decolorans</i>	-0,51*	0,47*	T, VDI, SSG	5	7	2	2	5	6	7,5	5
<i>Acrocordia gemmata</i>	-0,45*	0,45*	T	5	6	3	6	6	2	6,5	6,5
<i>Bactrospora dryina</i>	-0,45*	0,45*	T, VDI	4	6	2	4	3	1	7	6
<i>Arthonia spadicea</i>	-0,28 ^{ns}	0,44*	T	2	6	3	4	4	3	6,5	5,5
<i>Lecania naegeli</i>	-0,44*	0,36 ^{ns}		6	5	6	3	7	7	4,5	3,5
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	-0,50*	0,35 ^{ns}		7		6		7	9	4,5	4,5
Median des Zeigerwertes				4,0^{ns}	6,0^{ns}	3,0^{ns}	4,0^{ns}	5,0^{##}	3,0[#]	6,5^{##}	5,0^{ns}
Frequenzsumme steigt mit zunehmender geografischen Höhe und nimmt mit der mittleren Jahrestemperatur am Standort ab											
<i>Buellia griseovirens</i>	0,46*	-0,42 ^{ns}		4	5	5	4	5	4	5	4,5
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	0,41 ^{ns}	-0,45*		3	4	6	6	2	2	4	5
<i>Imshaugia aleurites</i>	0,45*	-0,45*		6	4	6	3	2	2	4	3,5
<i>Lepraria rigidula</i>	0,52*	-0,45*		4	5	4	5	4	2	5,5	5,5
<i>Lecanora argentata</i>	0,51*	-0,47*		5	5	4	4	5	3	5,5	5
<i>Cladonia polydactyla</i>	0,50*	-0,48*		5	4	3	7	2	1	5,5	7
<i>Pertusaria albescens</i>	0,43 ^{ns}	-0,48*		6		6	3	6	6	4,5	3,5
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	0,48*	-0,48*		5	4	5	6	2	2	4,5	5,5
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	0,48*	-0,48*		8	4	6	5	3	2	4	4,5
<i>Usnea dasopoga</i>	0,48*	-0,48*		7	4	6	6	3	2	4	5
<i>Ochrolechia androgyna</i>	0,51*	-0,51*		5	4	6	7	3	3	4	5,5
<i>Cladonia digitata</i>	0,51*	-0,51*		5	4	6		2	3	4	4,5

Flechtenart	Korrelationen		KWZ	Ökologischer Zeigerwert								
	Ortshöhe	Temperatur		L	T	K	F	R	N	KW	KO	
<i>Micarea viridileprosa</i>	0,51*	-0,51*	VDI, GME									
<i>Cladonia coniocraea</i>	0,49*	-0,53*		5		6		4	3	4,5	4,5	
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	0,49*	-0,54*		6	4	6	5	2	2	4	4,5	
<i>Parmelia saxatilis</i>	0,60**	-0,59**		6		6	5	3	3	4,5	4,5	
<i>Micarea micrococca</i>	0,50*	-0,60**										
<i>Hypogymnia farinacea</i>	0,60**	-0,60**		6	4	6	7	3	2	4	5,5	
<i>Hypogymnia physodes</i>	0,60**	-0,60**		7		6	3	3	3	4,5	3,5	
<i>Lecidea nylanderii</i>	0,60**	-0,60**										
<i>Lepraria jackii</i>	0,60**	-0,60**										
<i>Micarea prasina</i>	0,61**	-0,61**		3	4	4	4	4	4	5	5	
<i>Platismatia glauca</i>	0,61**	-0,61**		7	4	6	5	2	2	4	4,5	
<i>Violella fucata</i>	0,74**	-0,68**		5	4	3	4	3	3	5,5	5,5	
Median des Zeigerwertes				5,0	4,0	6,0	5,0	3,0	2,5	4,5	4,8	

Tabelle 3-21: Veränderung der Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger an den Waldstandorten seit 1986.

Datengrundlage: Gesamtartenspektren von 21 Waldstandorten, hier Klimawandelzeiger gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017). Für die Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe-Hardtwald sind für 2009 die Werte von 2011 angegeben (daher gekennzeichnet als 2009*). Signifikanzen: Jeweils Vergleich mit der vorangegangenen Untersuchung, (**) = $p < 0,005$; bzw. Vergleich mit der jeweils vorletzten Untersuchung, (§) = $p <$ oder $<< 0,02$ (Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben); ns = kein signifikanter Unterschied. Trend: Jährliche Veränderung der Anzahl der Klimawandelzeigerarten (Sortierungskriterium). (-) = keine Daten für diesen Zeitpunkt.

Untersuchungsjahr		Höhe (m)	1986	1991	1996	2002	2009*	2015	2018	Trend Arten/Jahr
Nr.	Name									
1350	Weinheim (Schriesheim)	300	0	0	0	0	0	0	0	0,00
1300	Künzelsau	340	4	5	3	4	5	4	5	0,02
1370	Murgschifferschaft	920	0	0	1	0	0	1	1	0,02
1400	Donaueschingen	1010	0	0	0	0	0	2	1	0,05
1211	Stuttgart	440	-	-	-	0	0	0	1	0,05
1190/91	Aalen	450	0	0	2	1	2	2	2	0,06
1330	Tauberbischofsheim	350	0	0	0	0	2	1	2	0,06
1410/11	Schönau	1260	1	0	1	1	2	2	3	0,07
1180	Kirchheim	390	0	0	0	1	1	2	2	0,07
1020	Überlingen	490	1	0	3	3	2	3	4	0,09
1030	Bad Waldsee	590	1	1	2	2	4	3	4	0,10
1220	Welzheim	410	0	0	2	2	1	4	4	0,12
1341	Eberbach	450	-	-	0	0	0	0	4	0,12
1140	Zwiefalten	735	1	1	-	2	3	4	5	0,12
1040	Wangen	710	0	0	0	0	1	2	5	0,12
1110	Wehingen	810	0	0	1	2	3	2	5	0,13
1440	Freiburg	220	5	5	5	5	6	8	10	0,14
1100	Stockach	590	0	0	1	1	5	3	4	0,14
1292	Eppingen	230	-	-	4	6	8	8	8	0,18
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	112	0	0	0	0	4	3	8	0,21
1390	Hausach	640	3	3	2	3	6	12	12	0,32
17 durchgehend untersuchte Standorte (MW)			0,88	0,82 ^{ns}	1,35 ^{ns}	1,47 ^{ns/§}	2,59 ^{**/§}	3,18 ^{ns/§}	4,24 ^{**/§}	
jeweils alle Standorte (MW)			0,89	0,83	1,42	1,57	2,62	3,14	4,29	
Anzahl VDI-Klimawandelzeiger im Projekt insgesamt (jeweils alle Standorte)			8	8	10	10	17	18	21	

Tabelle 3-22: Veränderung der Anzahl gemäßigt-mediterran (GME) oder subatlantisch-submediterranean-gemäßigt (SSG) in Europa verbreiteter Flechtenarten seit 1986.

Datengrundlage: Gesamtartenspektren von 21 Waldstandorten. Für die Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe-Hardtwald sind für 2009 die Werte von 2011 angegeben (daher gekennzeichnet als 2009*).

Signifikanzen: Jeweils Vergleich mit der vorangegangenen Untersuchung; (*) = $p < 0,05$; (**) = $p < 0,005$ bzw. im Vergleich zu 1986 (§) = $p < 0,01$ (Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben); ns = kein signifikanter Unterschied. Trend: Jährliche Veränderung der Anzahl der Flechtenarten mit gemäßigt-mediterraner (GME) oder subatlantisch-submediterranean-gemäßigter (SSG) Verbreitung in Europa (Sortierungskriterium) auf Grundlage der Verbreitungsangaben von Flechtenarten in Europa (APROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2010). (-) = keine Daten für diesen Zeitpunkt.

Untersuchungsjahr		Höhe (m)	1986	1991	1996	2002	2009*	2015	2018	Trend Arten/Jahr
Nr.	Name									
1211	Stuttgart	440	-	-	-	0	0	0	0	0,00
1410/11	Schönau	1260	1	0	3	1	1	0	2	0,00
1350	Weinheim (Schriesheim)	300	0	0	0	0	1	0	1	0,03
1180	Kirchheim	390	0	0	0	2	0	1	1	0,03
1370	Murgschifferschaft	920	0	0	2	0	1	1	2	0,04
1400	Donaueschingen	1010	0	0	0	0	0	1	2	0,05
1300	Künzelsau	340	3	4	2	4	7	4	4	0,06
1190/91	Aalen	450	0	0	1	2	2	2	2	0,07
1330	Tauberbischofsheim	350	0	0	0	1	1	1	3	0,07
1140	Zwiefalten	735	1	0	-	1	1	3	3	0,08
1030	Bad Waldsee	590	0	0	1	1	3	3	2	0,09
1100	Stockach	590	0	0	2	2	2	3	3	0,09
1341	Eberbach	450	-	-	1	0	0	1	4	0,11
1020	Überlingen	490	0	0	2	3	3	3	4	0,12
1220	Welzheim	410	0	0	2	2	2	3	5	0,13
1040	Wangen	710	0	0	0	0	2	2	5	0,13
1440	Freiburg	220	2	3	4	4	4	6	7	0,13
1110	Wehingen	810	0	0	1	2	3	3	6	0,16
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	112	0	0	0	0	5	5	7	0,23
1292	Eppingen	230	-	-	1	4	6	6	7	0,25
1390	Hausach	640	3	4	3	4	5	12	12	0,29
17 Standorte (MW)			0,53	0,65 ^{ns}	1,35 ^{ns/§}	1,65*	2,47*	2,94 ^{ns}	4,00**	
jeweils alle Standorte (MW)			0,56	0,61	1,32	1,57	2,33	2,86	3,90	
Flechtenarten mit gemäßigt-mediterraner Verbreitung in Europa (GME)			5	5	7	7	11	13	13	
Flechtenarten mit subatlantisch-submediterranean-gemäßigter Verbreitung in Europa (SSG)			2	1	4	3	4	4	4	
Summe Flechtenarten (SSG, GME)			7	6	11	10	15	17	17	

Tabelle 3-23: Veränderung der Anzahl der Flechtenarten mit Photobiont *Trentepohlia* seit 1986.

Datengrundlage: Gesamtartenspektren von 21 Waldstandorten. Für die Standorte Aalen, Schönau und Karlsruhe-Hardtwald sind für 2009 die Werte von 2011 angegeben (daher gekennzeichnet als 2009*). Signifikanzen: Jeweils Vergleich mit der vorangegangenen Untersuchung: (**) = $p < 0,005$; (***) = $p < 0,001$ (Wilcoxon-Test für gepaarte Stichproben); ns = kein signifikanter Unterschied. Trend: Jährliche Veränderung der Anzahl der Flechtenarten mit Photobiont *Trentepohlia* (Sortierungskriterium). (-) = keine Daten für diesen Zeitpunkt.

Untersuchungsjahr		Höhe (m)	1986	1991	1996	2002	2009*	2015	2018	Trend Arten/Jahr
Nr.	Name									
1410/11	Schönau	1260	2	1	5	3	2	5	5	0,09
1350	Weinheim (Schriesheim)	300	0	0	0	2	4	2	3	0,11
1370	Murgschifferschaft	920	0	0	1	2	4	3	3	0,12
1341	Eberbach	450	-	-	0	1	1	2	3	0,12
1400	Donaueschingen	1010	0	0	2	3	3	4	4	0,13
1040	Wangen	710	0	0	1	2	2	5	6	0,18
1330	Tauberbischofsheim	350	2	2	3	4	5	8	9	0,22
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	112	0	0	0	3	3	5	8	0,23
1190/91	Aalen	450	0	0	5	6	6	7	8	0,25
1211	Stuttgart	440	-	-	-	4	5	7	8	0,25
1292	Eppingen	230	-	-	11	13	15	16	17	0,26
1440	Freiburg	220	10	11	14	15	13	18	20	0,27
1300	Künzelsau	340	5	7	8	13	10	14	16	0,31
1390	Hausach	640	2	2	2	3	5	10	12	0,31
1180	Kirchheim	390	1	0	2	5	7	10	9	0,32
1100	Stockach	590	1	1	5	5	10	10	10	0,32
1220	Welzheim	410	0	0	0	7	6	9	9	0,33
1030	Bad Waldsee	590	2	3	6	9	11	12	12	0,34
1020	Überlingen	490	2	2	10	9	9	13	14	0,36
1140	Zwiefalten	735	1	2	-	7	11	12	12	0,38
1110	Wehingen	810	1	1	6	8	10	11	15	0,42
17 Standorte (MW)			1,65	1,76 ^{ns}	4,12 ^{**}	5,82 ^{**}	6,47 ^{ns}	8,59 ^{***}	9,59 ^{**}	
jeweils alle Standorte (MW)			1,61	1,78	4,26	5,90	6,76	8,71	9,67	
Flechten mit <i>Trentepohlia</i> -Algen als Photobiont (jeweils alle Standorte)			11	12	20	23	24	26	28	

Tabelle 3-24: Zusammenhang zwischen geografischer Höhe, mittlerer Jahrestemperatur und der Frequenz bzw. der Artenvielfalt von Klimawandelzeigern 2018.

Datengrundlage: Frequenzwerte der Flechten (STOFER et al. 2003) und Artenspektrum der Flechten an 21 Waldstandorten 2018.

Höhe (müNHN) = Höhe der Waldstandorte (m über NHN).

mTemp 2010-2018 = mittlere Jahrestemperatur der Waldstandorte für 2010 bis 2018. Diese wurde anhand der Temperaturwerte für den Zeitraum 2010 bis 2018 nahe gelegener DWD Wetterstationen ermittelt (755-Buchen, 1197-Ellwangen, 1254-Eppingen/1255-Eppingen-Elsenz, 1346-Feldberg, 1443-Freiburg, 1468-Freudenstadt, 4177-Karlsruhe/Rheinstetten, 2638-Klippeneck, 2712-Konstanz, 3257-Mergentheim-Bad Neukirchen, 3402-Münsingen-Apfelstetten, 3927-Pfullendorf, 4931-Stuttgart-Echterdingen, 5229-Villingen-Schwenningen und 4094-Weingarten; DWD 2019; Zuordnung der Stationen siehe Tabelle 3-26) und jeweils höhenkorrigiert anhand des feucht-adiabatischen Temperaturgradienten (rund 0,5 K pro 100 m Höhendifferenz).

mFSUM Flechten = mittlere Frequenzsumme aller Flechtenarten (Frequenzsumme dividiert durch die Anzahl der Trägerbäume an den Standorten).

mFSUM F-Trente = mittlere Frequenzsumme der Flechtenarten mit Photobiont Trentepohlia; hierzu gehören Arten der Gattungen Acrocordia, Alyxoria, Anisomeridium, Arthonia, Bactrospora, Coenogonium, Coniocarpon, Dendrographa, Graphis, Gyalecta, Lecanactis, Opegrapha, Porina, Pseudosagedia, Pyrenula, Reichlingia, Thelopsis und Zwackhia.

mFSUM VDI-KWZ = mittlere Frequenzsumme der VDI-Klimawandelzeiger.

mFSUM NL-KWZ = mittlere Frequenzsumme von Flechtenarten mit gemäßigt-mediterraner (GME) oder subatlantisch-submediterrangemäßigter (SSG) Verbreitung in Europa (APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2010), die hier als NL-Klimawandelzeiger bezeichnet werden.

nFlechten = Anzahl der Flechtenarten an den Waldstandorten.

nF-Trente = Anzahl der Flechtenarten mit Trentepohlia-Algen als Photobiont an den Waldstandorten.

nVDI-KWZ = Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger an den Waldstandorten.

nNL-KWZ = Anzahl der NL-Klimawandelzeiger an den Waldstandorten.

Spearman's Rangkorrelation, R_s -Werte im unteren Teil der Tabelle, signifikante Werte sind fettgedruckt. Signifikanzen sind im oberen Teil der Tabelle angegeben; * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$.

Variable	Höhe (müNHN)	mTemp 2010-2018	mFSUM Flechten	mFSUM F-Trente	mFSUM VDI-KWZ	mFSUM NL-KWZ	n Flechten	n F-Trente	n VDI-KWZ	n NL-KWZ
Höhe (müNHN)		0,00	0,00	0,08	0,29	0,17	0,20	0,22	0,38	0,33
mTemp 2010-2018	-0,90**		0,00	0,03	0,20	0,14	0,25	0,05	0,22	0,18
mFSUM Flechten	0,67**	-0,62**		0,93	0,34	0,77	0,00	0,46	0,23	0,44
mFSUM F-Trente	-0,39	0,48*	0,02		0,00	0,06	0,24	0,00	0,05	0,29
mFSUM VDI-KWZ	-0,24	0,29	0,22	0,67**		0,00	0,83	0,00	0,00	0,01
mFSUM NL-KWZ	-0,31	0,34	0,07	0,42	0,82**		0,56	0,02	0,02	0,00
nFlechten	0,29	-0,26	0,64*	-0,27	0,05	0,14		0,48	0,04	0,02
nF-Trente	-0,28	0,44*	0,17	0,78	0,62**	0,51*	0,16		0,00	0,01
nVDI-KWZ	-0,20	0,28	0,27	0,44*	0,61**	0,51*	0,45*	0,68**		0,00
nNL-KWZ	-0,22	0,30	0,18	0,24	0,57*	0,63*	0,52*	0,53*	0,90**	

Tabelle 3-25: Mittlere Frequenzsummen von Klimawandelzeigerarten an den Waldstandorten 2018.

Datengrundlage: Frequenzwerte der Flechten (STOFER et al. 2003) an 21 Waldstandorten, Untersuchungsjahr 2018.

MW-Temp. (Grad C) = mittlere Jahrestemperatur der Waldstandorte für 2010 bis 2018. Diese wurde anhand der Temperaturwerte für den Zeitraum 2010 bis 2018 nahe gelegener DWD Wetterstationen (755-Buchen, 1197-Ellwangen, 1254-Eppingen/1255-Eppingen-Elsenz, 1346-Feldberg, 1443-Freiburg, 1468-Freudenstadt, 4177-Karlsruhe/Rheinstetten, 2638-Klippeneck, 2712-Konstanz, 3257-Mergentheim-Bad Neukirchen, 3402-Münsingen-Apfelstetten, 3927-Pfullendorf, 4931-Stuttgart-Echterdingen, 5229-Villingen-Schwenningen und 4094-Weingarten; DWD 2019; Zuordnung der Stationen siehe Tabelle 3-26) ermittelt und jeweils höhenkorrigiert anhand des feuchtadiabatischen Temperaturgradienten (rund 0,5 K pro 100 m Höhendifferenz).

mFSUM Flechten = mittlere Frequenzsumme aller vorkommenden Arten (Frequenzsumme dividiert durch die Anzahl der jeweils am Standort untersuchten Trägerbäume).

mFSUM Trentep. = mittlere Frequenzsumme der Flechten mit Trentepohlia-Algen als Photobiont. Dazu gehören Arten der Gattungen Acrocordia, Alyxoria, Anisomeridium, Arthonia, Bactrospora, Coenogonium, Coniocarpon, Dendrographa, Graphis, Gyalecta, Lecanactis, Opegrapha, Porina, Pseudosagedia, Pyrenula, Reichlingia, Thelopsis und Zwackhia.

mFSUM VDI-KWZ = mittlere Frequenzsumme der VDI-Klimawandelzeiger.

mFSUM NL-KWZ = mittlere Frequenzsumme von Flechtenarten mit gemäßigt-mediterraner (GME) oder subatlantisch-submediterrangemäßigter (SSG) Verbreitung in Europa (APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2010), die hier als NL-Klimawandelzeiger bezeichnet werden.

Waldstandort		Höhe (m)	MW-Temp. (Grad C)	mFSUM Flechten	mFSUM Trentep.	mFSUM VDI-KWZ	mFSUM NL-KWZ
Nr.	Name						
1020	Überlingen	490	10,45	24,0	15,3	2,20	2,67
1030	Bad Waldsee	590	8,41	39,0	11,3	0,54	0,92
1040	Wangen	710	8,39	36,0	7,4	0,36	0,21
1100	Stockach	590	8,41	40,5	14,2	5,62	6,08
1110	Wehingen	810	8,54	45,9	8,9	0,43	0,36
1140	Zwiefalten	735	7,95	52,8	22,2	3,07	0,13
1180	Kirchheim	390	10,27	24,9	17,7	0,00	0,00
1191	Aalen	450	9,27	22,4	9,6	1,56	1,94
1211	Stuttgart	440	10,02	16,4	10,6	0,44	0,00
1220	Welzheim	410	9,46	33,0	15,6	3,71	4,14
1292	Eppingen	230	10,46	32,8	21,3	5,41	3,88
1300	Künzelsau	340	9,83	35,0	15,5	0,80	1,13
1330	Tauberbischofsheim	350	9,78	18,3	2,4	0,06	0,31
1341	Eberbach	450	8,82	14,0	0,5	0,15	0,15
1350	Weinheim (Schriesheim)	300	9,56	7,2	3,6	0,00	0,07
1370	Murgschifferschaft	920	7,48	51,1	0,9	0,38	0,38
1390	Hausach	640	8,85	44,1	8,0	2,62	1,31
1400	Donaueschingen	1010	6,76	59,2	3,6	0,54	0,31
1411	Schönau	1230	5,91	60,6	0,3	0,00	0,00
1440	Freiburg	220	11,25	42,2	23,4	6,71	3,86
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	112	11,33	30,0	7,6	2,67	2,87

Tabelle 3-26: Temperaturmittelwerte der Waldstandorte auf Grundlage der Daten nahegelegener Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes.

Angegeben sind Nummer und Name jedes Waldstandortes und die ihm zugeordnete Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes DWD (DWD 2019). Aufgrund der Höhendifferenzen zwischen den Waldstandorten und den zugeordneten Wetterstationen wurden alle Temperaturwerte höhenkorrigiert anhand des feuchtadiabatischen Temperaturgradienten (rund 0,5 K pro 100 m Höhendifferenz).

Mittlere Jahrestemperatur = Mittelwerte in Grad Celsius für verschiedene Zeiträume, [86-96]=1986 bis 1996, [00-10]=2000 bis 2010, [10-18]=2010 bis 2018.

Diff. = Temperaturdifferenz in Kelvin zwischen den 30-Jahreszeiträumen 1989-2018 und 1961-1990.

Trend = Durchschnittlicher Anstieg der mittleren Jahrestemperatur, gemittelt über die vier 30-Jahreszeiträume 1961-1990, 1971-2000, 1981-2010 und 1989-2018.

Waldstandort		DWD-Wetterstation Nr. und Name	Mittlere Jahrestemperatur (Grad Celsius)			Diff. (K)	Trend (K/Jahr)
Nr.	Name		[86-96]	[00-10]	[10-18]		
1020	Überlingen	02712 Konstanz	9,48	10,06	10,45	1,10	0,037
1030	Bad Waldsee	03927 Pfullendorf	7,43	7,47	8,41	0,56	0,017
1040	Wangen	04094 Weingarten	7,76	8,18	8,39	0,75	0,027
1100	Stockach	03927 Pfullendorf	7,43	7,47	8,41	0,56	0,017
1110	Wehingen	02638 Klippeneck	7,57	8,02	8,54	1,06	0,035
1140	Zwiefalten	03402 Münsingen - Apfelstetten	7,19	7,63	7,95	1,06	0,035
1180	Kirchheim	04931 Stuttgart - Echterdingen	9,15	9,78	10,27	1,07	0,036
1190	Aalen	01197 Ellwangen - Rindelbach	8,54	8,93	9,27	1,19	0,039
1211	Stuttgart	04931 Stuttgart - Echerdingen	8,90	9,54	10,02	1,07	0,036
1220	Welzheim	01197 Ellwangen - Rindelbach	8,74	9,12	9,46	1,19	0,039
1292	Eppingen	01254 Eppingen & 01255 Eppingen-Elsenz	9,99	10,20	10,46	1,05	0,034
1300	Künzelsau	03257 Mergentheim-Bad Neukirchen	8,73	9,37	9,83	1,07	0,035
1330	Tauberbischofsheim	03257 Mergentheim-Bad Neukirchen	8,69	9,32	9,78	1,07	0,035
1341	Eberbach	00755 Buchen	8,22	8,65	8,82	1,24	0,042
1350	Weinheim	00755 Buchen	8,95	9,38	9,56	1,24	0,042
1370	Murgschifferschaft	01468 Freudenstadt	6,52	7,03	7,48	1,06	0,035
1390	Hausach	01468 Freudenstadt	7,90	8,41	8,85	1,06	0,035
1400	Donaueschingen	05229 Villingen	5,86	6,33	6,76	1,07	0,035
1410	Schönau	01346 Feldberg	5,27	5,40	5,91	1,00	0,033
1440	Freiburg	01443 Freiburg	11,50	11,70	11,25	0,86	0,028
1500	Karlsruhe (Hardtwald)	04177 Karlsruhe/Rheinstetten	10,97	11,41	11,33	1,05	0,035
Mittelwert über alle Stationen			8,32	8,73	9,10	1,02	0,034

4 Diskussion

Das vor über 30 Jahren in Baden-Württemberg mit 60 Waldstandorten begonnene und aktuell mit noch 21 dieser Standorte fortgeführte Dauerbeobachtungsprojekt der Medienübergreifenden Umweltbeobachtung mit epiphytischen Flechten in Wäldern zeichnet sich von Beginn an durch ein sehr hohes Maß an **Reproduzierbarkeit** aus. Mit dem Ziel, die Immissionsbelastung der Wälder einzustufen anhand der Anzahl der in den Pufferzonen um die Kernzone jedes Standortes vorkommenden Flechten (WIRTH & OBERHOLLENZER 1991, 1992, 1993; CEZANNE *et al.* 1997; DOLNIK & RASSMUS 2004; STAPPER & APTROOT 2010, 2011, 2015), wurden diese so vollständig wie möglich aufgenommen. Zusätzlich zur Erfassung des Flechtenartenspektrums wurde bis 2002 auch die Veränderungen der Größe individueller Flechtenthalli an vier so genannten "Flechtenbäumen" pro Standort quantitativ ermittelt, um Umweltwirkungen auf Flechten zu dokumentieren und gleichzeitig dynamische Prozesse in Epiphytenrasen zu beschreiben (WIRTH *et al.* 1999). 2009 wurde als neues quantifizierendes Verfahren die Bestimmung der Flechtenfrequenz mit Zählgittern EU-ForestBIOTA-Protokoll (STOFER *et al.* 2003; kurz: "EU-Methode") eingeführt, das aufgrund der höheren Anzahl von mindestens zwölf zu untersuchenden Trägerbäumen sowohl den Erfassungsgrad des lokalen Artenspektrums erhöht als auch die Veränderungen statistisch zuverlässiger aufnehmen lässt. Ebenso wie die mit einem reproduzierbaren Abschlusskriterium praktizierte Absuche der Waldstandorte, ermöglicht auch die EU-Methode keine vollständige Erfassung des Flechtenartenspektrums, dafür aber eine detailliertere Gewichtung der Artvorkommen und ihrer artspezifischen Toleranz gegenüber ökologischen Zwängen auf einer nach Repräsentanz ausgewählten Substratstichprobe. Doch auch 2018 lassen sich die meisten Aussagen bereits aus der Entwicklung der Flechtenartenspektren der Standorte ableiten, während die Ergebnisse der Frequenzbestimmung eher zur statistischen Überprüfung und ggf. Verfeinerung der Aussagen dienen.

Hauptgegenstand der Untersuchungen ist seit 1986 die Dokumentation der Immissionsbelastung anhand der Flechtenartenvielfalt der Standorte sowie die Erfassung von Wirkungen saurer oder eutrophierender Luftschadstoffe. Seit 2009 werden, auch rückwirkend, zusätzlich die ökologischen Zeigerwerte der Flechten (WIRTH 2010; SPARRIUS *et al.* 2015) sowie die Veränderung der Häufigkeit von Zeigerarten für alte Waldstandorte (WIRTH *et al.* 2009) oder für Wirkungen des globalen Klimawandels (VDI 2017) in die Datenauswertung einbezogen.

Die Anzahl der Flechtenarten auf den 21 Standorten ist von anfänglich 74 Arten stetig auf heute 188 Arten angestiegen. Der artenreichste Standort Hausach im Schwarzwald beherbergt heute mit 98 Arten mehr Flechten, als zu Beginn im gesamten Projekt überhaupt registriert wurden! Die Anzahl der Arten, die in der **Roten Liste der Flechten Baden-Württembergs** mindestens als gefährdet eingestuft sind oder auf der Vorwarnliste stehen, oder über deren mögliche Gefährdung die Datenlage noch unklar ist (WIRTH 2008; WIRTH *et al.* 2013), hat sich seit 1986 von 22 auf 85 Arten vervierfacht. Das Artenspektrum der Flechten wird somit heute deutlich weniger von ungefährdeten und zumeist weit verbreiteten Arten bestimmt, weil infolge gesunkener Immissionen der Druck auf die gefährdeten Arten in den untersuchten Waldflächen abgenommen hat und deren Überlebenswahrscheinlichkeit gestiegen ist. Die drei Flechten *Lecanora thysanophora* (Abbildung 3-3), *Lecidea pullata* und *Szczawinskia tsugae* (Abbildung 3-4) sind in der Roten Liste der Flechten Baden-Württembergs noch nicht aufgeführt. *L. pullata* ist seit 1996 im Projekt bekannt. *L. thysanophora* wurde 2018 erstmals an den Standorten Donaueschingen und Murgschifferschaft registriert und *Szczawinskia tsugae*, gefunden an einem Feldahornbaum am Standort Künzelsau, ist das erste bekannte Vorkommen dieser Art in Europa.

Parallel zur Entwicklung des Artenspektrums hat die anhand der bereinigten Flechtenartenzahl eingestufte **Immissionsbelastung** der Waldflächen (RASSMUS & DOLNIK 2004) abgenommen. Waren 1986 noch 40 % der Standorte als sehr stark immissionsbelastet eingestuft, so haben sich die Verhältnisse im Laufe der Zeit umgekehrt. Seit 2002 wurde keiner der 21 Waldstandorte mehr als stark belastet eingestuft und für zwei Drittel ist 2018 sogar "keine Immissionsbelastung mehr nachweisbar" (Bonitätsstufe Ia)!

Soweit die zeitlichen Veränderungen, aber wo befinden sich die heute immer noch relativ stärker belasteten Standorte? Obwohl ein räumlicher Vergleich von Standorten untereinander gegenüber einem zeitlichen Vergleich individueller Waldflächen aufgrund der verschiedenen Standortfaktoren grundsätzlich erschwert wird, steht doch die Frage im Raum, wo in Baden-Württemberg sich 2018 die relativ stärker belasteten Standorte befinden. Tatsächlich lassen sich allein beim Blick auf die Karten zum Immissionseinfluss drei Gebiete voneinander separieren, in denen der Rückgang der anhand der bereinigten Flechtenartenzahl bonitierten Immissionsbelastung unterschiedlich verlaufen ist. Die Standorte im äußersten Südwesten des Bundeslandes (Freiburg, Murgschifferschaft, Hausach, Schönau) waren von Beginn an sehr artenreich und höchstens "mäßig" belastet. Die Standorte auf bzw. südlich von der Schwäbischen Alb waren 1986 und 1991 noch "stark" oder "sehr stark" belastet und erholten sich dann sehr rasch. Anders im Norden und Nordwesten des Bundeslandes: Abgesehen von Tauberbischofsheim und Künzelsau im Nordosten des Bundeslandes verzögert sich hier die Abnahme der Immissionsbelastung deutlich. Zu den betroffenen Standorten gehören mit Aalen, Kirchheim, Stuttgart und Weinheim die noch verbliebenen "mäßig" belasteten Standorte im Projekt. (Bonitätsstufe II).

Mit dem 2009 eingeführten und weiter modifizierten zusätzlichen Bereinerungsschritt, der nun auch einige von Nährstoffeinträgen profitierende Arten ausschließt, wurden sehr ähnliche Ergebnisse erzielt. Danach ist nur noch der Standort Weinheim als "stark belastet" eingestuft (Belastungsklasse 3), gefolgt von den Standorten Stuttgart, Aalen und Kirchheim ("mäßig stark" belastet, Klasse 2). Alle anderen Standorte gelten als "gering belastet" (Klasse 1b) oder es ist dort "keine Belastung mehr nachweisbar" (Klasse 1a). Hinsichtlich der räumlich unterschiedlich verlaufenen Abnahme der Belastung ergibt sich das gleiche Bild wie zuvor beschrieben.

Bestimmte epiphytische Flechtenarten als **Indikatoren historisch alter Wälder** zu identifizieren und für einen "*Index of Ecological Continuity*" zu nutzen, geht auf ROSE (1974, 1976, 1992) zurück. Für Deutschland haben WIRTH *et al.* (2009) eine Liste von Flechtenarten mit Verbreitung im Wald vorgelegt, von denen 40 % als streng an historisch alte Waldstandorte gebunden ausgewiesen werden. Fast alle sind durch ein schwaches Ausbreitungspotential gekennzeichnet. Seit 2009 werden diese kurz als **Waldarten** bezeichneten Flechten zur Bonitierung der Waldstandorte verwendet. Denn im Gegensatz zur schieren Artenzahl, die eher eine generelle Aussage über die Gunst eines Standortes für Flechten allgemein trifft, weist die Anzahl der Waldarten auf die "Naturnähe" bzw. die ökologische Kontinuität und Integrität und somit auf das Fehlen von Störungen eines Standortes hin. Die Waldstandorte unterscheiden sich aber nicht nur von Beginn an in der Anzahl der beherbergten Waldarten. Parallel zur Flechtenartendiversität ist auch das Spektrum dieser Waldarten seit 1996 immer artenreicher geworden. Eine derart dynamische Entwicklung innerhalb von nur zwei Dekaden wurde angesichts der Definition "Zeigerarten für historisch alte Waldstandorte" eigentlich nicht erwartet, zumal die untersuchten Wälder nicht vollständig aus der Bewirtschaftung genommen sind und fast ausnahmslos nicht in Schutzgebieten liegen. Die Korrelation zwischen der Anzahl der Waldarten und der Gesamtzahl der Flechtenarten sowie der um resistente und nährstofftolerante Arten bereinigten Flechtenartenzahl hat sich verstärkt. Das heißt, dass die Standorte hinsichtlich der Faktoren, die für eine Ansiedlung von Waldarten bedeutend sind, nicht nur besser, sondern auch ähnlicher geworden sind. Zur Bonitierung der

Waldstandorte anhand der Waldartenzahl wurde die 2009 eingeführte Matrix weiterverwendet. Die Standorte Eberbach, Karlsruhe-Hardtwald und Wehingen wurden um eine Stufe "besser" bewertet als 2015, Schönau und Künzelsau aufgrund gegenläufiger Entwicklung abgewertet. Die enge Korrelation zwischen der bereinigten Flechtenartenzahl und der Waldartenzahl spiegelt sich in der ähnlichen räumlichen Verteilung der Standorte hinsichtlich ihrer Bewertung. Auch hier separieren sich schon zu Beginn des Projektes 1986 die Flächen im äußersten Südwesten (Hausach, Freiburg und Schönau). Die Standorte südlich der Schwäbischen Alb plus Donaueschingen werden schnell reicher an Waldarten, während, abgesehen von Tauberbischofsheim und Künzelsau im Nordosten des Bundeslandes, die meisten Standorte nördlich der Alb auch 2018 noch durch das Fehlen von Waldarten oder eine nur sehr geringe Waldartenzahl gekennzeichnet sind.

Ökologische Zeigerwerte bieten die Möglichkeit, Umweltwirkungen bzw. zeitliche Veränderungen derselben zu erkennen. Wahrscheinlich lassen sich auf diesem Weg oft frühzeitig Wirkungen erkennen und geben ihrerseits Anlass für entsprechende chemisch-physikalische Messungen. Unter Verwendung der Zeigerwerte von WIRTH (2010) und SPARRIUS *et al.* (2015) wurde untersucht, wie sich der Charakter des Artenspektrums über die Jahre verändert hat, wobei weniger der individuelle Waldstandort als vielmehr die Summe aller Standorte und ihre zeitliche Veränderung im Fokus stand. Obwohl sich die Standorte hinsichtlich der zeitlichen Veränderung einiger Zeigerwerte gegenläufig verhalten, sinken die Lichtzahl-Mediane im Trend entsprechend dem Altern der Bestände und der damit abnehmenden Beleuchtung in Bodennähe. Diese Änderungen sind zwar gering, aber dennoch signifikant. Als plausible Ursachen erscheinen einerseits der nur in geringem Umfang und in enger Absprache mit der LUBW stattfindende Einschlag, aber auch die Verjüngung des Waldes, die z. B. einige der seit 1986 untersuchten Dauerbeobachtungsbäume inzwischen beschattet. Es ist aber auch nicht auszuschließen, dass der Rückgang der Lichtzahl zumindest teilweise auf dem Rückgang der Immissionen beruht, denn viele der inzwischen eingewanderten und für solche Waldstandorte typischen Flechtenarten sind durch relativ niedrige Lichtzahlen gekennzeichnet.

Der Anstieg der Reaktionszahl-Mediane weist auf eine Abnahme der Wirkung saurer Immissionen hin, während die Konstanz der Nährstoffzahl-Mediane impliziert, dass eine Wirkung eutrophierender Immissionen nicht differenziert werden kann. Der entsprechende niederländische Zeigerwert „Nutriëntenrijkdom“ (NUT) hingegen steigt über die Jahre signifikant an. Der Grund für diese Abweichung liegt in der unterschiedlichen Einstufung der Flechtenarten mit geringen Eutrophierungszahlen und dem vereinzelt Auftreten von Arten mit hohen N- bzw. NUT-Zahlen (Präsenz / Absenz) am Standort. Weder die N- noch die NUT-Zahlmediane korrelieren mit den für die jeweilige Umgebung der Waldstandorte veröffentlichten Stickstoff-Depositionsdaten (UBA 2011, 2018).

Während die Temperaturzahl-Mediane nur geringfügig angestiegen sind (am stärksten in Freiburg und Wangen), ist die seit 1992 kontinuierliche Abnahme der Kontinentalitätszahl-Mediane parallel zum Anstieg von Klimawert (KW; KIRSCHBAUM & WIRTH 2010) und klimaökologischer Ozeanität (KO; WIRTH 2010) sehr auffallend und indiziert eine Veränderung **hin zu milderem, wärmeren klimatischen Bedingungen mit weniger stark schwankenden Temperaturen**. Auch VAN HERK (2015, 2019) berichtet hinsichtlich der Veränderung der Flechtenbiota in den niederländischen Provinzen Overijssel und Utrecht seit 1989 bzw. 1979 über steigende Temperatur- und sinkende Kontinentalitätszahlen und wertet diese Beobachtungen nicht nur als Hinweise auf Wirkungen des Klimawandels auf die Flechtenbiota, sondern dass, aufgrund der stark negativen Korrelation mit der Kontinentalitätszahl, das milder gewordene Winterklima für die Veränderungen besonders bedeutend ist.

Zur Untersuchung möglicher Wirkungen saurer oder eutrophierender Immissionen oder des Klimawandels wurden zusätzlich zum Artenspektrum der Waldflächen auch die mittels **EU-Methode** bestimmten Flechtenfrequenzen verwendet. Wie in den vorangegangenen Untersuchungen (STAPPER & APTROOT 2010, 2011, 2015) war die je nach Baumartenvielfalt zu untersuchende Anzahl von Trägerbäumen, hier im Mittel 14 bis 15 pro Standort, zur repräsentativen Erfassung des Artenspektrums vollauf ausreichend. Die leichte Abnahme der Effizienz hinsichtlich dieser Artenerfassung von 74 % im Jahr 2009 auf jetzt 67 % ist zum einen der gestiegenen Flechtenartendiversität geschuldet, andererseits kommen an artenreichen Standorten die seltenen Flechten oft nur an wenigen Bäumen überhaupt vor, oder an einem insgesamt artenarmen Standort sind wenige Arten ungleichmäßig über die Trägerbäume verteilt, wie im Fall Weinheim. Die Zunahme von Artendichte sowie von Shannon-Index und Evenness als einem Maß für die gleichmäßigere Verteilung einer gestiegenen Artenzahl bestätigen die oben vorgenommene, insgesamt bessere Bewertung der Waldflächen anhand ihrer Flechtenartenvielfalt. Die kumulative Auswertung der Flechtenfrequenzen an den jeweils vier Dauerbeobachtungsbäumen der Waldstandorte bestätigt die anhand der Veränderungen des Artenspektrums bereits erkannten Veränderungen von beispielsweise acidophytischen Flechtenarten.

Zu Beginn des Projektes in den 1980er Jahren waren es insbesondere **saure Immissionen**, namentlich Schwefeldioxid aus der Verfeuerung fossiler Brennstoffe, die ebenso für einen Rückgang der Flechtenartendiversität in den Wäldern geführt hatten, wie zur Ausprägung so genannter "Flechtenwüsten" in Industrieregionen, wie dem Ruhrgebiet und in vielen europäischen Großstädten (BARKMAN 1958; GILBERT 1970; HAWKSWORTH & ROSE 1970). Aufgrund effizienter technischer Bemühungen zur Rauchgasentschwefelung sank die Schwefeldioxidimmission rasch, und allmählich begann die Rückwanderung der Epiphyten in die Städte (GILBERT 1992; KANDLER 1984; STAPPER *et al.* 2000) sowie die Wälder (STETZKA & STAPPER 2001). Besonders auffallend war dabei der Rückgang der zuvor durch saure Immissionen geförderten Krustenflechte *Lecanora conizaeoides* (WIRTH 1976; GILBERT 1992), der auch für die baden-württembergischen Waldflächen gut dokumentiert ist. Diese Flechte wurde aktuell nur noch an vier Standorten nachgewiesen an Bäumen mit von Natur aus saurer Borke (Aalen, Eberbach, Eppingen, Welzheim) und mit niedrigen Frequenzwerten, sofern sie überhaupt in der Zählgitterfläche vorkam. 2009 war *L. conizaeoides* bereits eine eher seltene Flechte im Projekt, aber es bestand noch ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen dem Auftreten von *L. conizaeoides* und der geringeren Häufigkeit anderer Flechten, der seit 2015 jedoch nicht mehr besteht, wie überhaupt die mittlere Frequenz von *L. conizaeoides* mit keiner hier verwendeten Variable mehr korreliert. Im Gegensatz dazu ist die mittlere Frequenzsumme der an saure Standorte angepassten Flechten sogar positiv mit der Flechtenartenvielfalt der Standorte und der Artendichte korreliert. Es besteht auch keine Korrelation mit der bereinigten Artenzahl nach DOLNIK & RASSMUS (2004) oder der Anzahl der Zeigerarten für alte Waldstandorte. Die Bonitierung der Waldstandorte anhand dieser Objektiven wird folglich nicht von der Häufigkeit acidophytischer Flechten beeinflusst. Daher werden die wenigen, kleinen derzeitigen Vorkommen von *L. conizaeoides* nicht mehr als Hinweis auf aktuelle Wirkungen saurer Immissionen gewertet. Vorkommen von Flechten mit Reaktionszahlen kleiner als 3 (z.B. aus den Gattungen *Hypoconomyce* oder *Trapeliopsis*) an Nadelbäumen dürfen somit als natürlich betrachtet werden, ebenso Vorkommen solcher Arten an Laubbäumen mit von Natur aus saurer Borke (Gattungen *Fagus*, *Prunus*, *Quercus*) oder allenfalls noch als Hinweis auf Nachwirkungen früherer saurer Immissionen, die Mineralien aus der Borke eluiert haben. Vorkommen am Standort Eberbach können zudem durch den natürlich sauren Untergrund begründet sein.

Mit sinkenden sauren Immissionen wurden in verschiedenen europäischen Ländern rasch die **Wirkungen eutrophierender Immissionen** anhand der Flechtenbiota erkennbar (VAN HERK 1999; CAPE *et al.* 2004) und umgehend standardisierte Methoden zur Erfassung dieser Wirkungen auf Flechten entwickelt, die auf der

Häufigkeit nitrophytischer Arten oder der Menge akkumulierter Nährstoffe in Flechten basieren (VAN HERK 1999; GOMBERT 2003; VDI 2005; STAPPER *et al.* 2013). Dabei werden jedoch ausschließlich Flechten an freistehenden Bäumen betrachtet. Vorkommen nitrophytischer Arten im unteren Stammbereich von Waldbäumen bei gleichzeitigem Fehlen von Borkenwunden oder Ausscheidungen von Tieren sind ein sehr starker Hinweis auf Nährstoffeinträge. Die überwiegend an lichtreiche Habitate angepassten Nitrophyten sind im Wald auf den Kronenbereich der Bäume begrenzt und daher unten im Bestand meist nicht zu finden (STAPPER *et al.* 2007; HAUCK & WIRTH 2010). Die Hintergrundbelastung der Waldstandorte mit eutrophierenden, reaktiven Stickstoff enthaltenden Substanzen reicht für das Jahr 2009 (UBA 2011) von 11 bis 19 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr. Für den Bezugszeitraum 2013-2015 ergeben sich im Vergleich dazu nur geringfügige Veränderungen (UBA 2018). Eine statistisch signifikante Korrelation zwischen diesen modellierten N Gesamt-Depositionswerten und dem Vorkommen bzw. der Häufigkeit von Flechten, die auf Nährstoffeinträge hinweisen, ist jedoch für die 21 Waldstandorte und die Zeitpunkte 2009 und 2015 nicht erkennbar. Die wenigen Vorkommen solcher Flechten weisen 2015 allenfalls auf geringe lokale Belastungen hin, so am Standort Tauberbischofsheim. Dieser Wald steht unmittelbar neben einer landwirtschaftlich genutzten Fläche. Es ist an dieser Stelle auch anzumerken, dass die modellierten Stickstoff Depositionen noch mit großen Fehlern behaftet sind und besondere Ammoniak-Einträge schlecht wiedergegeben werden, so dass der genannte fehlende Zusammenhang unter Vorbehalt zu sehen ist (UBA, 2018). Vorkommen von dichten Algenfilzen an Baumstämmen, wie beispielsweise auf einigen nordrhein-westfälischen Level II-Waldflächen (STETZKA & STAPPER 2001), wurden an den 21 aktuell untersuchten Standorten in Baden-Württemberg nicht beobachtet.

Es stellt sich aber dennoch die Frage nach der Ursache für den 2002 einsetzenden und seitdem anhaltenden, statistisch signifikanten Anstieg der Anzahl von Flechtenarten mit höheren Eutrophierungszahlen im gesamten Projekt, der den Anstieg der jeweiligen Gesamtartenzahlen der Standorte sogar noch übertrifft. Ein Grund dafür dürfte die mit 11 bis 19 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr im bundesweiten Vergleich zwar geringe (UBA 2018), für empfindliche Organismen dennoch zu hohe Gesamtdeposition reaktiven Stickstoffs sein, die die schleichende Zunahme nährstofftoleranter Arten begünstigt und die Ausprägung standortgemäßer Vorkommen eutrophierungssensitiver Flechtengesellschaften verhindert. So sind die *Bryoria*- oder *Usnea*-Vorkommen in Schönau viel kleiner und seltener als für den Standort zu erwarten, und *Collema*- oder *Leptogium*-Arten kommen im gesamten Projekt nicht vor. Für Waldstandorte in Großstadtnähe (z.B. Weinheim, Karlsruhe) sind grundsätzlich allein aufgrund verkehrsbedingter N-haltiger Immissionen (CAPE *et al.* 2003) von natürlichen Einträgen abweichende N-Belastungen anzunehmen. Tatsächlich implizieren die für 2018 erhobenen Daten zum Anteil der (starken) Nitrophyten (VDI 2005) am Artenspektrum bzw. ihrer mittleren Frequenzsumme eine eutrophierende Belastung der im Norden und Nordwesten gelegenen Standorte Eberbach, Weinheim, Tauberbischofsheim und Karlsruhe. Zu den Arten mit N- oder Nut-Zahlen größer 6 gehören außer den vorgenannten Nitrophyten auch Flechten, die natürlicherweise in Wäldern auftreten und allenfalls am Standort Bad Waldsee auffällig häufiger sind. Wahrscheinlich werden sie dort durch lokale Ammoniak-Immissionen begünstigt, denn dieses Gebiet ist durch hohe Viehdichte gekennzeichnet. Die Ergebnisse des Moosmonitorings von 2005 und 2015 weisen Baden-Württemberg anhand der Stickstoffgehalte in unter standardisierten Bedingungen gesammelten Moosproben im Vergleich zu anderen Bundesländern als eher gering bis mäßig mit eutrophierenden Luftschadstoffen belastet aus (NICKEL *et al.* 2018). 2005 waren Gebiete im Nordwesten im Bereich der Standorte Weinheim und Eberbach und im Südwesten in der Umgebung von Freiburg noch durch geringe bis mäßig hohe N-Gehalte in den Moosproben gekennzeichnet, doch 2015 waren die Werte deutlich geringer.

Der Anstieg der Frequenz und der relativen Häufigkeit nitrophytischer oder leicht nitrophytischer Arten im Projekt sowie der anhaltende Rückzug acidophytischer Flechtenarten könnten auch ein indirekter Effekt der Temperaturerhöhung sein, denn zwischen der Temperaturzahl und der Eutrophierungszahl der Flechten besteht eine positive Korrelation. Zudem sind Eutrophierungs- und Reaktionszahl aufgrund der Wirkungen eutrophierender Immissionen miteinander verbunden. Das zeigt sich im vorliegenden Projekt daran, dass die an wärmeren und tiefer gelegenen Standorten signifikant häufigeren Flechtenarten mit höheren Reaktionszahlen und höheren Eutrophierungszahlen gekennzeichnet sind, als die Arten höher gelegener, kühlerer Standorte.

Bereits die Betrachtung der Zeigerwertmediane impliziert, dass die stärkste aktuelle Wirkung auf die Flechtenbiota durch **klimatische Veränderungen** verursacht wird. 2002 berichteten VAN HERK *et al.* (2002) erstmals über Wirkungen des globalen Klimawandels auf die Flechtenbiota (Übersicht in APTROOT *et al.* 2016). Veränderungen der Flechtenbiota waren nicht mehr länger nur durch die Variable Luftschadstoff erklärbar, vielmehr zeigte sich eine positive Korrelation mit der Temperatur, der Ozeanität und dem Nährstoffbedarf, kurzum, an warme Standorte adaptierte, ozeanische Flechten expandierten und boreale Flechten wurden seltener. Parallel zu Feldstudien in Bayern (WINDISCH *et al.* 2011) und Nordrhein-Westfalen (STAPPER 2012; STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018) wurde 2008 mit der Entwicklung einer Richtlinie zur Kartierung von Flechten zur Ermittlung von Wirkungen lokaler Klimaveränderungen begonnen, die jetzt als Kartierungsrichtlinie VDI 3957 Blatt 20 vorliegt (VDI 2017). Kern der Richtlinie ist eine Liste von 45 epiphytischen Flechtenarten, sogenannten **VDI-Klimawandelzeigern**, deren aktuell erfolgende Arealerweiterung nach Nordosten hin als eine Folge des Klimawandels in Deutschland betrachtet wird. Aus gutem Grund wird hier nicht von "Wärmezeigern" gesprochen. Bis zu einem Temperaturoptimum hin kann zunehmende Wärme bei ausreichendem Feuchteangebot für die Nettphotosynthese von Flechten durchaus förderlich sein, doch jenseits davon steigen die Verluste durch Photorespiration und Dunkelatmung (LANGE 1965, 1969, LANGE *et al.* 1970, GREEN *et al.* 1985). Das heißt, die als Zeigerarten zu identifizierenden Flechten mussten nicht in erster Priorität höhere Temperaturen ertragen können, sondern es mussten die Wuchsbedingungen erkannt werden, die trotz steigender Temperaturen im Gebiet dennoch über das Jahr verteilt günstige Bedingungen zur Nettphotosynthese zulassen. Überdies sollte eine Interferenz durch andere Noxen, wie Nährstoffeinträge, ausgeschlossen werden. Die Auswahl der Arten erfolgte daher in einem mehrstufigen Verfahren, das zunächst nährstofftolerante Arten mit N-Zahl über 6 (WIRTH 2010) ausschloss und sich dann auf Flechten mit Klimawert (KIRSCHBAUM & WIRTH 2010) $KW > 6,5$ oder Arten mit $KW = 6,5$ und gleichzeitig Feuchtezahl über 6 (WIRTH 2010) beschränkte. Für die meisten so ausgefilterten Arten war aufgrund von Geländeerhebungen schon bekannt, dass ihre Häufigkeit im Westen von Deutschland ebenso zunahm, wie zuvor für die Niederlande beschrieben (DE BRUYN *et al.* 2009; STAPPER *et al.* 2011; WINDISCH *et al.* 2011). Einige weitere Flechtenarten, für die bis dahin keine Zeigerwerte vorlagen, wurden anhand der Arealangaben in der niederländischen Flechtencheckliste (APTROOT & SPARRIUS 2009; BLWG 2010) hinzugefügt. Die mittlere Anzahl dieser Arten pro Baum oder in einem Gebiet oder alternativ ihre mittlere Frequenz auf den nach bestimmten Kriterien auszuwählenden, freistehenden Trägerbäumen, wird als Maßzahl für zeitliche Veränderungen aufgrund von Klimawirkungen an einem Untersuchungsort herangezogen. Am häufigsten sind die VDI-Klimawandelzeiger in Deutschland entlang des Rheins in Nordrhein-Westfalen (STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018), gefolgt von Standorten im Saarland (STAPPER *et al.* 2013). Zum Nordosten und Osten Deutschlands hin werden sie rasch sehr selten (STAPPER, JOHN *et al.*, Manuskript in Vorbereitung). In Bayern wurden solche Flechten am häufigsten im Nordwesten des Landes, im warmen Maintal, nachgewiesen (WINDISCH *et al.* 2011). Obwohl die VDI-Richtlinie die Verwendung freistehender Bäume vorgibt, führt die Liste der Klimawandelzeiger auch für Waldbäume typische Flechtenarten auf, und solange der Vergleich verschiedener Standorte unterbleibt, spricht grundsätzlich nichts gegen eine Anwendung auf Bäume innerhalb geschlossener, sich über längere Zeiträume hinweg wenig verändernde Bestände. Parallel zum Anstieg

der mittleren Jahrestemperatur hat an den 21 Waldstandorten in Baden-Württemberg die Anzahl der Klimawandelzeiger, die im Projekt tatsächlich überwiegend die warmen Standorte besiedeln, seit den 1990er-Jahren statistisch signifikant zugenommen. Zu Beginn des Projektes wies allein der warme, wintermilde Standort Freiburg eine höhere Anzahl dieser Arten auf. Zieht man alternativ die in Europa gemäßigt-mediterran oder subatlantisch-submediterrangemäßigt verbreiteten Flechten als Indikatorarten heran ("NL-Klimawandelzeiger"; APTROOT & SPARRIUS 2009; BLWG 2010), so ergibt sich ein weitgehend übereinstimmendes Bild. Dies verfestigt die bereits durch die Abnahme der Kontinentalitätszahl und den Anstieg von Temperaturzahl, Klimawert und klimaökologischer Ozeanität implizierte Wirkung von Klimaveränderungen. Ein Hinaufsteigen zu höher gelegenen Standorten deutet sich bei den im Projekt häufigen Klimawandelzeigern zwar an, doch der für die Berechnung verfügbare Zeitraum 2009 bis 2018 ist zur Ausbildung statistisch signifikanter Veränderungen zu kurz.

Auch **Flechten mit *Trentepohlia*-Algen** als Photobionten eignen sich als Indikatoren des Klimawandels. Ihr weltweiter Verbreitungsschwerpunkt liegt in den Tropen und sie profitieren als eine Folge des Klimawandels von der besseren Verfügbarkeit von *Trentepohlia*-Algen (APTROOT & VAN HERK 2007). In den Alpen kommen solche Flechten vorwiegend in den wärmeren, unteren Waldzonen vor (MARINI *et al.* 2011; NASCIMBENE & MARINI 2015) und auch in Baden-Württemberg ist sowohl ihre mittlere Anzahl an den Standorten als auch ihre Frequenz an den Bäumen signifikant mit der mittleren Jahrestemperatur der Waldstandorte korreliert. Bemerkenswert ist zudem, dass diese Flechten seit 1996 im Projekt ebenso hochsignifikant häufiger geworden sind wie die VDI- oder NL-Klimawandelzeiger.

Im Vergleich zu den starken Veränderungen der Flechtenbiota infolge des Rückgangs saurer Immissionen erscheinen die Veränderungen durch den Klimawandel derzeit noch gering. Der Nachweis von Wirkungen des Klimawandels, der seit den 1980er-Jahren besonders stark ausgeprägt ist, erfolgt hier letztlich weniger durch eine direkte Korrelation der Flechtendaten mit gemessenen Klimadaten, als vielmehr auf dem Umweg über die Arealveränderung vormals weiter westlich verbreiteter Flechtenarten und die Veränderungen der Zeigerwertmediane der Flechten. Es ist zwar ein Zusammenhang zwischen der Frequenz von VDI- oder NL-Klimawandelzeigern und der mittleren Jahrestemperatur der Standorte zu erkennen, der aber, wahrscheinlich aufgrund der sehr unterschiedlichen Standortbedingungen und der damit verbundenen hohen Datenstreuung, nur schwach und statistisch nicht signifikant ist. Für die Nettophotosynthese der epiphytischen Flechten sind wahrscheinlich die Parameter Niederschlag und Feuchte bzw. Humidität (FRAHM & STAPPER 2008) sowie die Anzahl und die Verteilung der Regen- und Nebeltage (BARKMAN 1958) viel bedeutender als nur die Temperatur, doch entsprechende, am besten an den Waldstandorten erhobene Messwerte sind nicht verfügbar. Lange Hitzeperioden im Sommer dürften den meisten Flechten nicht schaden, solange sie diese ausgetrocknet in einem latenten Zustand überstehen. Da die Temperaturoptima für die Nettophotosynthese bei den meisten Flechtenarten unterhalb von 10 Grad Celsius liegen, dürften viele Arten am ehesten von den wärmer gewordenen Wintern mit ihren kürzeren Frostperioden profitieren, sofern gleichzeitig Feuchtigkeits- und Lichtangebot stimmen.

Die kürzlich von SPARRIUS *et al.* (2018) veröffentlichten **Temperaturindizes** Höherer Pflanzen, Moose und Flechten zeigen zwar in den Niederlanden signifikante Veränderungen an, doch der Datenumfang der Flechten an den 21 Waldstandorten ist dafür bei weitem zu gering, auch wenn die Tendenz mit den Ergebnissen der Klimawandelzeiger oder ökologischer Zeigerwerte übereinstimmt.

Die hier vorgelegten Befunde sind Teil eines seit über drei Jahrzehnten laufenden Dauerbeobachtungsprogramms mit Flechten als sensiblen Monitoring-Organismen für Immissionswirkungen auf Wälder. Das Programm ist von Beginn an durch einen hohen Grad an Reproduzierbarkeit gekennzeichnet und sollte daher fortgeführt werden. Zukünftige Wiederholungskartierungen könnten nicht nur neue Informationen zur Dynamik der Wiederbesiedlung ehemals immissionsbelasteter Wälder mit Flechten unter dem zunehmenden Einfluss des Klimawandels liefern, sondern eignen sich auch als Bestandteil eines allgemeinen landesweiten Klimafolgenmonitorings. Da selbst heute noch zahlreiche, an den Standorten potentiell zu erwartende Arten fehlen oder vielleicht aufgrund aktueller Seltenheit in der Region noch nicht gefunden wurden, muss man bei fortschreitender Verbesserung der Umweltbedingungen auch fürderhin mit einer Zunahme der Artenzahl rechnen. Die Zeichen dafür stehen gut, denn die meisten der bisher nachgewiesenen Flechten und noch weitere, zu erwartende Arten (VON BRACKEL *et al.* 2018a, b) kommen in kaum 300 km Entfernung in Hauptwindrichtung in Wäldern vor.

5 Zitierte Literatur

- APTROOT, A., 2005: Lichens and global warming. - Brit. Lich. Soc. Bulletin 96: 14-16.
- APTROOT, A., VAN HERK, C.M., 2007: Further evidence of the effects of global warming on lichens, particularly those with *Trentepohlia* phycobionts. – Environmental Poll. 146: 293-298.
- APTROOT, A. & SPARRIUS, L., 2009: Europese verspreiding en internationale betekenis van Nederlandse korstmossen. – Buxbaumiella 83: 1-12.
- APTROOT, A., CÁCERES, M.E.S., 2014: A key to the corticolous microfoliose, foliose and related crustose lichens from Rondônia, Brazil, with the description of four new species. – The Lichenologist 46: 783-799.
- APTROOT, A., STAPPER, N.J., KOŠUTHOVÁ, A., CÁCERES, M.E.S., 2016: Lichens. – In: LETCHER, T.M. (Hrsg.), Climate Change: Observed Impacts on Planet Earth, Elsevier, 2016, pp. 295–307.
- BARKMAN, J.J., 1958: Phytosociology and Ecology of Cryptogamic Epiphytes. – Van Gorcum, Assen.
- BLWG (2011): Bryologische en Lichenologische Werkgroep (BLWG): Standaardlijst van Nederlandse korstmossen. Verspreidingsatlas Korstmossen online. – www.verspreidingsatlas.nl/korstmossen [letzter Zugriff: 10. Dezember 2015].
- VON BRACKEL, W., CEZANNE, R., EICHLER, M., HOHMANN, M.-L., OTTE, V., SEAWARD, M.R.D., STAPPER, N.J., TEUBER, D. 2018a: Flechten, flechtenbewohnende und flechtenähnliche Pilze im „Parc naturel régional des Ballons des Vosges“, Frankreich (Ergebnisse der BLAM-Exkursion 2016). – Herzogia 31:190-208.
- VON BRACKEL, W., CEZANNE, R., EICHLER, M., FEUERER, T., GNÜCHTEL, A., HOHMANN, M.-L., OTTE, V., SCHULTZ, M., TÜRK, R. 2018b: Lichenologische Ergebnisse der Jahresexkursion 2014 der BLAM in Ettal, Ergänzt um weitere Flechtendaten aus der Umgebung von Garmisch-Partenkirchen. – Herzogia 31: 893-930.
- DE BRUYN, U., LINDERS, H.-W., MOHR, K., 2009: Epiphytische Flechten im Wandel von Immissionen und Klima - Ergebnisse einer Vergleichskartierung 1989/2007 in Nordwestdeutschland. – Umweltwiss Schadst Forsch 21:63-75.
- BÜLTMANN, H., SCHOLZ, P., TEUBER, D., FEUERER, T., FISCHER, P., BOCH, S., BRADTKA, J.H., CEZANNE, R.; DOLNIK, C., DREHWALD, U., EICHLER, M., EWALD, J., HEINKEN, T., HOBOHM, C., JANSEN, F., KRIEBITZSCH, W.-U., LOOS, G. H., OTTE, V., PAUL, A., PRINTZEN, C., SCHMIDT, M., SPARRIUS, L., WAESCH, G., 2011: Waldartenliste der Flechten Deutschlands. – BfN-Skripten 299, 89-107.
- CAPE, J.N.; TANG, Y.S; VAN DIJK, N.; LOVE, L.; SUTTON, M.A.; PALMER, S.C.F., 2004: Concentrations of ammonia and nitrogen dioxide at roadside verges, and their contribution to nitrogen deposition. – Environmental Poll. 132 (2004), S. 469-478.
- CEZANNE, R., EICHLER, M., WIRTH, V., 1997: Die epiphytische Flechtenvegetation an den Wald-Dauerbeobachtungsflächen des ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg. – Untersuchungs-jahr 1996. – Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg, Karlsruhe. 20 S.
- COPPINS, A.M., COPPINS, B.J., 2002: Indices of Ecological Continuity for Woodland Epiphytic Lichen Habitats in the British Isles. – British Lichen Society, Wimbledon. 36 S.

- DWD - DEUTSCHER WETTERDIENST 2019: Climate Data Center CDC, öffentlich zugängliche Sammlung von Wetterdaten des Deutschen Wetterdienstes, erreichbar unter <ftp://ftp-cdc.dwd.de/> [letzter Zugriff 01.03.2019].
- DIEDERICH, P., 1991: Les forêts luxembourgeoises à longue continuité historique. – Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois 92: 31-39.
- VAN DOBBEN, H.F. & TER BRAAK, C.J.F., 1998: Effects of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in the Netherlands: The pitfalls of biological monitoring. – Atmospheric Environment 32(3): 551-557.
- DOLNIK, C., RASSMUS, J., 2004: Die epiphytische Flechtenvegetation an den Wald-Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg Untersuchungs-jahr 2002. - Abschlussbericht Februar 2004. – Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. 34 S. und umfangreicher Tabellenanhang.
- EUROPÄISCHE UNION 2014: EN 16413, Ambient air – Biomonitoring with lichens – Assessing epiphytic lichen diversity. – Brüssel.
- FRAHM, J.-P., KLAUS, D., 2001: Bryophytes as indicators of recent climate fluctuations in Central Europe. – Lindbergia (Lund) 26: 97-104.
- FRAHM, J.P., STAPPER, N.J., 2008: Der Einfluss der Humidität eines Gebietes auf die Ermittlung der Luftgüte mit Flechten nach VDI 3957 Blatt 13. – Gefahrstoffe- Reinhaltung der Luft 6/2008, S. 251-256.
- GARRIDO-BENAVENT, I., & PEREZ-ORTEGA, S., 2015: Unravelling the diversity of European *Caliciopsis* (Coryneliaceae, Ascomycota): *Caliciopsis valentina* sp. nov. and *C. beckhausii* comb. nov., with a worldwide key to *Caliciopsis*. – Mycol Progress 14: 1-11.
- GILBERT, O.L., 1970: A biological scale for estimation of sulphur dioxide pollution. – New Phytol 69: 629-634.
- GILBERT, O., 1992: Lichen reinvasion with declining air pollution. – In: Bates, J.W., Farmer, A.M. (Hrsg.), Bryophytes and Lichens in a Changing Environment. Clarendon, Oxford, pp. 159–177.
- GOMBERT, S., ASTA, J., & SEAWARD, M.R.D., 2003: Correlation between the nitrogen concentration of two epiphytic lichens and the traffic density in an urban area. – Environmental Poll 123: 281-290.
- GREEN T.G.A., SNELGAR, W.P., WILKINS, A.L., 1985: Photosynthesis, Water Relations and Thallus Structure of Stictaceae Lichens. – In: Brown D.H. (Hrsg.) Lichen Physiology and Cell Biology: 57-75, Springer, Boston, MA.
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., Ryan, P.D., 2001: PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. – Palaeontologia Electronica 4(1): 9pp.
- HAUCK, M., WIRTH, V., 2010: Preference of lichens for shady habitats is correlated with intolerance to high nitrogen levels. – Lichenologist 42, 475-484.
- HAWKSWORTH, D. L. & ROSE, F., 1970: Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. – Nature 227: 145–148.
- VAN HERK, C.M., 1999: Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. – Lichenologist 31: 9-20.
- VAN HERK, C.M., 2001: Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. – Lichenologist 33(5): 419-441.
- VAN HERK, C.M., 2015: Monitoring van korstmossen in de provincie Overijssel, 1989-2015. – Lichenologisch Onderzoeksbureau Nederland (LON) in opdracht van Provincie Overijssel (NL). – Soest (NL), 50 S.

- VAN HERK, C.M., 2019: Monitoring van korstmossen in de provincie Utrecht, 1979-2018. – Lichenologisch Onderzoeksbureau Nederland (LON) in opdracht van Provincie Utrecht. Soest (NL), 80 S.
- VAN HERK, C. M., APTROOT, A., DOBBEN, H.F. VAN, 2002: Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. – *Lichenologist*, 34 (2): 141-154.
- VAN HERK, C. M., MATHIJSEN-SPIEKMAN, E. A. M., DE ZWART, D., 2003: Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. – *Lichenologist* 35(4): 347–359.
- IUCN 2018: The Global Fungal Red List Initiative, *Lecanora conizaeoides* f. *conizaeoides* Nyl. ex Cromb. – Link: http://iucn.ekoo.se/iucn/species_view/430182/ [29. November 2018].
- KANDLER, O., POELT, J.: 1984: Wiederbesiedlung der Innenstadt von München durch Flechten. – *Naturwiss. – Rundschau* 37: 90-95.
- KIRSCHBAUM, U., WIRTH, V., 2010: Flechten erkennen - Umwelt bewerten. – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), Wiesbaden, 204 S.
- LANGE, O.L., 1965: Der CO₂-Gaswechsel von Flechten bei tiefen Temperaturen. – *Planta* 64 (1): 1-19.
- LANGE, O.L., 1969: Experimentell-ökologische Untersuchungen an Flechten der Negev-Wüste. I. CO₂-Gaswechsel von *Ramalina maciformis* (DEL.) BORY unter kontrollierten Bedingungen im Laboratorium. – *Flora*, Abt. B 158, 324-359.
- LANGE, O.L., SCHULZE, E.-D., KOCH, W., 1970: Experimentell-ökologische Untersuchungen an Flechten der Negev-Wüste - III. CO₂-Gaswechsel und Wasserhaushalt von Krusten- und Blattflechten am natürlichen Standort während der sommerlichen Trockenperiode. – *Flora* 159: 525-538.
- MARINI, L., NASCIBENE, J., NIMIS, P. L., 2011: Large-scale patterns of epiphytic lichen species richness: Photobiont-dependent response to climate and forest structure. – *Science of the Total Environment* 409(20): 4381-4386.
- MC CUNE, B., 2000: Lichen communities as indicators of forest health. – *Bryologist* 103: 353-356.
- NASCIBENE, J., MARINI, L., 2015: Epiphytic lichen diversity along elevational gradients: biological traits reveal a complex response to water and energy. – *J. Biogeogr.* 42: 1222–1232.
- NASH III, T. H., KAPPEN, L., LÖSCH, R., LARSON, D.W., MATTHES-SEARS, U., 1987: Cold Resistance of Lichens with *Trepepholia* or *Trebouxia*-Photobionts from the North American West Coast. – *Flora* 179: 241-251.
- NYLANDER, W., 1866: Les lichens du Jardin du Luxembourg. – *Bull. Soc. Bot. France* 13: 364 - 372.
- NICKEL, S., SCHRÖDER, W., DREHWALD, U., DREYER, A., PREUBING, M., STAPPER, N.J., STRUVE, S., TEUBER, D., VÖLKSEN, B., 2018: Entwicklung der Schwermetall- und Stickstoffkonzentrationen in Moosen in Deutschland. – *Schweiz Z Forstwes* 169 (2018) 6: 340–346.
- ØVSTEDAL, D. G. & GREMMEN, N. J. M., 2010: New lichen species from Tristan da Cunha and Gough Island. – *Folia Cryptogamica Estonica* 47: 43-49.
- PIELOU, E.C., 1975: *Ecological diversity*. – John Wiley & Sons, New York. 165p.
- ROSE, F. 1974: The epiphytes of oak. – In: Morris, M.G. & Perring, F.H. (Hrsg.): *The British Oak. Its History and Natural History*, pp 250–273. E.W. Classey, Faringdon.
- ROSE, F., 1976: Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. - In: D. H. BROWN, D. L. HAWKSWORTH & R. H. BAILEY (eds.): *Lichenology: Progress and Problems*. Academic Press, London, pp. 279-307.

- ROSE, F. 1992: Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. – In: Bates, J.W. and Farmer, A.M., (Hrsg.): Bryophytes and Lichens in a Changing Environment, pp 211–233. – Oxford Scientific Publications, Oxford.
- SCHMIDT, M., KRIEBITZSCH, W.-U., EWALD, J., 2011: Waldartenliste der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands - Einführung und methodische Grundlagen. – BfN-Skripten 299, 1-13.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & BUSCH, J., 2018: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2016 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 205 S.
- SMITH, C.W., APTROOT, A., COPPINS, B.J., FLETCHER, A., GILBERT, O.L., JAMES, P.W., WOLSELEY, P.A. (eds.) 2009: The lichens of Great Britain and Ireland, British Lichen Society, London. – Richmond Publishing, Slough. 1046p.
- SPARRIUS, L. APTROOT, A., VAN HERK, C.M., 2015: Ecologische indicatiewaarden voor korstmossen en een vergelijking met mossen en vaatplanten. – Buxbaumiella 104: 18 – 24.
- SPARRIUS, L.B., G.G. VAN DEN TOP & C.A.M. VAN SWAAY, 2018. An approach to calculate a Species Temperature Index for flora based on open data. – Gorteria 40: 73-78.
- STAPPER, N.J., 2002: Veränderungen der Immissionsbelastung nordrhein-westfälischer Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen zwischen 1999 und 2001 ermittelt mit epiphytischen Moosen und Flechten als Bioindikatoren. – Limprichtia (Bonn) 20: 179 - 204.
- STAPPER, N. J., 2012: Baumflechten in Düsseldorf unter dem Einfluss von Luftverunreinigungen, Stadtklima und Klimawandel. – In: Körnefeld, I., Ott, S., Seaward, M.R.D. & Thell, A. (Hrsg.): Lichenological Contributions in Honour of Hans Martin Jahns. Bibliotheca Lichenologica (108: 221-240).
- STAPPER, N.J., FRANZEN, I., GOHRBANDT, S., FRAHM, J.-P., 2000: Epiphyten kehren ins Ruhrgebiet zurück. Ergebnisse einer Moos- und Flechtenkartierung im Revier. – LÖBF-Mitteilungen 2/2000, 12-21.
- STAPPER, N.J., FRANZEN-REUTER, I., 2003: Epiphytische Flechten und Moose auf der nordrhein-westfälischen EU-ICP-Forests-Level II-Fläche Elberndorf, Fichte Abt. 92E. – Untersuchung im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten LÖBF, Recklinghausen. 19 S.
- STAPPER, N.J., STETZKA, K.M., STOLLEY, G., SCHIMMING, C., GENßLER, L., ANDREAE, H., 2007: Aufnahmemethoden verglichen. Epiphytische Flechten im Wald. – AFZ-Der Wald 20, 1072.
- STAPPER, N.J., APTROOT, A., 2010: Die epiphytische Flechtenvegetation an 30 Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg 1986 bis 2009 – Ergebnisbericht 2010. - Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Karlsruhe. 100 S.
- STAPPER, N.J., APTROOT, A., 2011: Die epiphytische Flechtenvegetation an drei Wald-Dauerbeobachtungsflächen des Ökologischen Wirkungskatasters Baden-Württemberg 2011. Anhang zum Ergebnisbericht 2010. – Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Karlsruhe. 50 S.
- STAPPER, N. J.; FRANZEN-REUTER, I.; FRAHM, J.-P., 2011: Epiphytische Flechten als Wirkungsindikatoren für Klimaveränderungen im Raum Düsseldorf. – Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft 4/2011, 173-178.
- STAPPER, N.J. & V. JOHN, 2013: Stadtklima, Klimawandel und Immissionen: epiphytische Flechten als Bioindikatoren geeigneter denn je. – Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft 4/2013, 167-168.

- STAPPER N.J., FRAHM J.-P., FRANZEN-REUTER I., 2013: Die Bestimmung der Stickstoff-Depositionsrates mit Hilfe von epiphytischen Flechten. – Immissionsschutz 1/2013, 8-15.
- STAPPER, N.J., APTROOT, A., 2015: Flechtenmonitoring auf 21 Wald-Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg 2015. – Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Karlsruhe. 61 S.
- STAPPER, N.J., FRANZEN-REUTER, I., 2018: Wirkung lokaler Klimaveränderungen auf baumbewohnende Flechten in Nordrhein-Westfalen zwischen 2001 und 2017. – Immissionsschutz 3/2018, 128-136.
- StatSoft (2014): STATISTICA für Windows (Software-System für Datenanalyse), Version 12.0.
- STETZKA, K.M., STAPPER, N.J., 2001: Moose und Flechten im Level-II-Programm: Erste Untersuchungsergebnisse aus Hessen, Sachsen und Nordrhein-Westfalen. – In: Dauerbeobachtung der Waldvegetation im Level II-Programm: Methoden und Auswertung (Arbeitskreis F "Waldvegetation" der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II), BMVEL (Hrsg.), S. 88-157.
- STOFER, S., CATALAYUD, V., FERRETTI, M., FISCHER, R., GIORDANI, P., KELLER, C., STAPPER, N., SCHEIDEGGER, C., 2003: Epiphytic Lichen Monitoring within the EU/ICP Forests Biodiversity Test-Phase on Level II plots. – Methodenentwurf zum Flechtenmonitoring auf Level II-Waldökosystemdaueruntersuchungsflächen.
- UBA - Umweltbundesamt 2011: Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff. Bezugsjahr 2009. – Online abgerufen unter <http://gis.uba.de/website/depo1/index.html> [letzter Zugriff erfolgte am 10. Dezember 2015; das Angebot wurde inzwischen an eine unbekannte Stelle verschoben].
- UBA - Umweltbundesamt 2018: Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff. Bezugszeitraum: Dreijahresmittelwerte der Jahre 2013-2015. – Online abrufbar unter <http://gis.uba.de/website/depo1/index.html> [letzter Zugriff 8. Dezember 2018].
- UM/LUBW 2017: Monitoring-Bericht zum Klimaschutzgesetz Baden-Württemberg - Teil I Klimafolgen und Anpassung. – Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg und LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe, 160 S.
- VDI - Verein Deutscher Ingenieure 2005: VDI-Richtlinie 3957 Blatt 13, 2005-12: Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Luftverunreinigungen auf Flechten (Bioindikation). - Kartierung der Diversität epiphytischer Flechten als Indikator der Luftgüte. – Beuth, Berlin, 27 S.
- VDI - Verein Deutscher Ingenieure 2017: VDI 3957 Blatt 20, 2017-07: Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Umweltveränderungen (Biomonitoring) - Kartierung von Flechten zur Ermittlung der Wirkung von lokalen Klimaveränderungen. – Beuth, Berlin, 35 S.
- WINDISCH, U., VORBECK, A., EICHLER, M., CEZANNE, R., 2011: Untersuchung der Wirkung des Klimawandels auf biotische Systeme in Bayern mittels Flechtenkartierung. Abschlussbericht 2011. Bayerisches Landesamt für Umwelt. (Hrsg.). – Augsburg. 87 S.
- WIRTH, V., 1976: Veränderungen der Flechtenflora und Flechtenvegetation in der Bundesrepublik Deutschland. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 10, 177–203.
- WIRTH, V., 1986: Flechtenkartierung. – In: Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LFU): Immissionsökologisches Wirkungskataster. Jahresbericht 1985: 96-97.
- WIRTH, V., 1987 (?): Flechten 1986 – Ergebnisse 1986 – Kommentare zu Flechtenaufnahmen (Folien). – Bericht im Auftrag der LUBW, Karlsruhe (Werkvertrag 49); unveröffentlicht.
- WIRTH, V., 2008: Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten Baden-Württembergs. – LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.). Karlsruhe. 64 S.

- WIRTH, V., 2010: Ökologische Zeigerwerte von Flechten - erweiterte und aktualisierte Fassung. – *Herzogia* 23(2): 229-248.
- WIRTH, V., OBERHOLLENZER, H., 1991: Epiphytische Flechten. Einsatz als Reaktionsindikatoren im passiven Monitoring bei der Erstellung des Immissionswirkungskatasters Baden-Württemberg. – *Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Bad. Württ.* 64, 164-173.
- WIRTH, V., OBERHOLLENZER, H., 1992: Immissionsökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg / Untersuchung der Flechtenvegetation - Ergebnisse 1990/1991, Stuttgart, Tübingen; nicht veröffentlicht.
- WIRTH, V., OBERHOLLENZER, H., 1993: Beurteilung der Immissionssituation mit Hilfe der Flechtenindikation. – LFU (Hrsg.): Ökologisches Wirkungskataster Baden-Württemberg, Jahresbericht 1990/91: 79-86.
- WIRTH, V., CEZANNE, R., EICHLER, M., 1999: Beitrag zur Kenntnis der Dynamik epiphytischer Flechtenbestände. – *Stuttgarter Beitr. Naturk. Ser. A*, 595, 1-17.
- WIRTH, V., HAUCK, M., DE BRUYN, U., SCHIEFELBEIN, U., JOHN, V., OTTE, V., 2009: Flechten aus Deutschland mit Verbreitungsschwerpunkt im Wald. – *Herzogia* 22, 79–107.
- WIRTH, V., HAUCK, M. & SCHULTZ, M., 2013: Die Flechten Deutschlands. – Ulmer, Stuttgart: 1244 S.

6 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Kumulative Anzahl der Flechtenarten auf Tannen am Standort 1370 Murgschifferschaft.	10
Abbildung 2-2: Aufnahme der Flechtenfrequenz nach STOFER et al. (2003; "EU-Methode").	12
Abbildung 3-1: Veränderung der Anzahl epiphytischer Flechten an den seit 1986 durchgehend untersuchten 17 Waldstandorten.	16
Abbildung 3-2: Veränderung der Anzahl der Flechtenarten mit Einstufung in eine der Gefährdungskategorien der Roten Liste seit 1986.	17
Abbildung 3-3: <i>Lecanora thysanophora</i> , Weißfaserige Kuchenflechte.	18
Abbildung 3-4: <i>Szczawinskia tsugae</i> an <i>Acer campestre</i> am Waldstandort 1300 Künzelsau.	18
Abbildung 3-5: <i>Coniocarpon cinnabarinum</i> , Zinnoberrote Zimtflechte, am Standort 1440 Freiburg.	19
Abbildung 3-6: <i>Gyalecta truncigena</i> , Gestutzte Grubenflechte, am Standort 1300 Künzelsau.	19
Abbildung 3-7: <i>Lobaria pulmonaria</i> , Echte Lungenflechte, am Standort 1411 Schönau.	20
Abbildung 3-8: <i>Sphaerophorus globosus</i> , Korallen-Kugelträger, am Standort 1411 Schönau.	20
Abbildung 3-9: <i>Mycoblastus sanguinarius</i> , Blutflechte, am Standort 1370 Murgschifferschaft.	21
Abbildung 3-10: <i>Arthonia leucopellea</i> , Pelzige Fleckflechte, am Standort 1370 Murgschifferschaft.	21
Abbildung 3-11: Zeitliche Veränderung der bereinigten Flechtenartenzahl pro Waldstandort 1986 bis 2018.	34
Abbildung 3-12: Veränderung der relativen Häufigkeit der fünf Immissionsbelastungsklassen gemäß DOLNIK & RASSMUS von 1986 bis 2018.	35
Abbildung 3-13: Veränderung der relativen Häufigkeit der fünf Immissionsbelastungsklassen auf Basis der Artenvielfalt von gegenüber sauren und eutrophierenden Immissionen sensitiven Flechtenarten 1986 bis 2018.	35
Abbildung 3-14: Relative Veränderung der bereinigten Flechtenartenzahlen der Waldstandorte.	36
Abbildung 3-15: Kartografische Darstellung der Immissionsbelastung der Waldstandorte ermittelt anhand sensitiver Flechten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004) 1986 bis 2018.	37

Abbildung 3-16: Kartografische Darstellung der Immissionsbelastung der Waldstandorte ermittelt anhand der Anzahl gegen Immissionen und Nährstoffeinträgen empfindlicher Flechtenarten 1986 bis 2018.	38
Abbildung 3-17: Zeitliche Veränderung der Artenvielfalt von Flechten und flechtenähnlichen Pilzen mit Bindung an alte Wälder an durchgehend untersuchten Waldstandorten 1986 bis 2018.	47
Abbildung 3-18: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechten und flechtenähnlichen Pilzen mit Bindung an alte Wälder an durchgehend untersuchten Waldstandorten 1986 bis 2018.	47
Abbildung 3-19: Kartografische Darstellung der Waldstandorte und der dort vorkommenden Anzahl an Flechten und flechtenähnlichen Pilzen mit starker oder mäßig starker Bindung an alte Wälder.	50
Abbildung 3-20: Histogramme der Eutrophierungszahl N und des analogen Zeigerwertes Nutriëntenrijkdom Nut der Flechtenartenspektren von 1986 und 2018.	56
Abbildung 3-21: Veränderung der Zeigerwertmediane der Flechten seit 1986.	58
Abbildung 3-22: Veränderung der Artendichte seit 2009.	61
Abbildung 3-23: Veränderung von Shannon-Index H' und Evenness seit 2009.	62
Abbildung 3-24: An saure Habitats angepasste Flechtenarten, "Säurezeiger": Zeitliche Veränderung der Anzahl und des Anteils am Artenspektrum 1986 bis 2018.	67
Abbildung 3-25: Kartografische Darstellung der Häufigkeit nitrophytischer Flechten 2018.	70
Abbildung 3-26: Veränderung der mittleren Jahrestemperatur und des Mittleren Jahresniederschlags in Baden-Württemberg seit 1881.	73
Abbildung 3-27: Veränderung der mittleren Anzahl der Flechtenarten pro Waldstandort, die als Zeigerarten für Folgen des Klimawandels verwendet werden können.	79
Abbildung 3-28: Zeitliche Veränderung der Artenvielfalt der VDI-Klimawandelzeigerarten.	80
Abbildung 3-29: Zusammenhang zwischen der Artenvielfalt der VDI-Klimawandelzeigerarten und der mittleren Jahrestemperatur an den Waldstandorten.	81
Abbildung 3-30: Veränderung der mittleren Flechtentemperatur STI (SPARRIUS et al. 2018) in Abhängigkeit von der Zeit und der geografischen Höhe der Waldstandorte.	82
Abbildung 3-31: Frequenzgewichtete mittlere Flechtentemperatur (STI; SPARRIUS et al. 2018) in Abhängigkeit von der Zeit und der geografischen Höhe der Waldstandorte.	82
Abbildung 3-32: Zusammenhang zwischen der mittleren Frequenzsumme der Flechten (alle Arten) und der geografischen Höhe der Waldstandorte.	83

Abbildung 3-33: Zusammenhang zwischen der mittleren Frequenzsumme der VDI-Klimawandelzeiger (VDI 2017) und der geografischen Höhe der Waldstandorte 2009 und 2018. 83

Abbildung 3-34: Zusammenhang zwischen der mittleren Frequenzsumme der VDI-Klimawandelzeiger und der mittleren Jahrestemperatur an den Waldstandorten. 84

Abbildung 3-35: Zusammenhang zwischen der Veränderung der mittleren Frequenzsumme von Flechten mit Photobiont Trentepohlia sp. (2018 – 2009) und der geografischen Höhe des Waldstandortes. 85

Abbildung 3-36: Zusammenhang zwischen der mittleren Frequenzsumme von Flechten mit Photobiont Trentepohlia sp. und der mittleren Jahrestemperatur an den Waldstandorten. 85

7 Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Standortdaten der 21 Waldflächen.	8
Tabelle 3-1: Liste der seit 1986 an den 21 Waldstandorten an Borken lebender Bäume nachgewiesenen Flechtenarten und flechtenähnlichen Pilze.	22
Tabelle 3-2: Bonitätsklassen und resistente Flechtenarten.	29
Tabelle 3-3: Zeitliche Veränderung der Flechtenartenzahl pro Waldstandort.	36
Tabelle 3-4: Anzahl epiphytischer Flechtenarten in den Pufferzonen von 21 Waldflächen 1986 bis 2018.	39
Tabelle 3-5: Bereinigte Anzahl der Flechtenarten an Borke lebender Bäume in den Pufferzonen von 21 Waldflächen 1986 bis 2018.	40
Tabelle 3-6: Immissionsbelastung der Waldstandorte anhand resistenter Arten gemäß DOLNIK & RASSMUS (2004).	41
Tabelle 3-7: Bereinigte Anzahl der Flechtenarten (NEU) an Borke lebender Bäume in den Pufferzonen von 21 Waldflächen 1986 bis 2018.	42
Tabelle 3-8: Aktualisierte Einstufung der Immissionsbelastung der Waldstandorte anhand immissions- und nährstofftoleranter Flechten.	43
Tabelle 3-9: Veränderung der Anzahl gegenüber Immissionen und Nährstoffeintrag empfindlicher Flechtenarten an Buchen.	44
Tabelle 3-10: Anzahl der Flechten und flechtenähnlichen Pilze mit starker oder mäßiger Bindung an alte Wälder für alle 21 Waldstandorte 1986 bis 2018.	48
Tabelle 3-11: Definition der Klassen zur Standortbewertung anhand der Waldartenzahl.	49
Tabelle 3-12: Bewertung der Waldstandorte anhand der Anzahl der Flechten und flechtenähnlichen Pilze mit starker oder mäßiger Bindung an alte Wälder.	49
Tabelle 3-13: 2018 an den Waldstandorten registrierte Flechten und flechtenähnliche Pilze mit Bindung an alte Waldstandorte (WIRTH et al. 2009).	51
Tabelle 3-14: Veränderung der Zeigerwertmediane der Flechten 1986 bis 2018.	53
Tabelle 3-15: Zur Erfassung der Flechtenartendiversität mit der EU-Methode.	63

Tabelle 3-16: Veränderung der Frequenzwerte häufiger Flechten an den Dauerbeobachtungsbäumen 1986 bis 2018.	64
Tabelle 3-17: Vorkommen und Frequenz von <i>Lecanora conizaeoides</i> und anderer Flechtenarten mit Reaktionszahl kleiner als 3.	66
Tabelle 3-18: Vorkommen und mittlere Frequenz von nitrophytischen Flechten oder von Arten mit hohen Eutrophierungs-Zeigerwerten.	71
Tabelle 3-19: Häufigkeit nitrophytischer oder acidophytischer Flechten 1986 bis 2018.	72
Tabelle 3-20: Flechtenarten, deren Frequenz mit der geografischen Höhe oder der Jahresmitteltemperatur des Waldstandortes korreliert.	86
Tabelle 3-21: Veränderung der Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger an den Waldstandorten seit 1986.	88
Tabelle 3-22: Veränderung der Anzahl gemäßigt-mediterran (GME) oder subatlantisch-submediterrangemäßigt (SSG) in Europa verbreiteter Flechtenarten seit 1986.	89
Tabelle 3-23: Veränderung der Anzahl der Flechtenarten mit Photobiont <i>Trentepohlia</i> seit 1986.	90
Tabelle 3-24: Zusammenhang zwischen geografischer Höhe, mittlerer Jahrestemperatur und der Frequenz bzw. der Artenvielfalt von Klimawandelzeigern 2018.	91
Tabelle 3-25: Mittlere Frequenzsummen von Klimawandelzeigerarten an den Waldstandorten 2018.	92
Tabelle 3-26: Temperaturmittelwerte der Waldstandorte auf Grundlage der Daten nahegelegener Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes.	93

