

Immissionsbezogene Flechtenkartierung in Augsburg: Ein Vergleich der Jahre 1985, 2008 und 2017

FLORIAN REICH & ARNE FRIEDMANN

Zusammenfassung: Mit dem Ziel der Beurteilung der lufthygienischen Situation in Augsburg wurde 2017 eine Kartierung der epiphytischen Flechtenvegetation nach der VDI-Richtlinie 3957 (Bioindikation) durchgeführt und die Ergebnisse in einer Luftgütekarte dargestellt. Eine „geringe“ bis „mäßige“ Luftgüte wurde für das Untersuchungsgebiet festgestellt. Im Vergleich zu den Luftgütekartierungen von 1985 und 2008 gibt es keinen Bereich im Untersuchungsgebiet mehr, der eine „Flechtenwüste“ bzw. eine „sehr geringe“ Luftqualität aufweist. Neben wenigen Verbesserungen in einigen Bereichen hat sich jedoch, im Vergleich zur Kartierung 2008, die Luftqualität in knapp der Hälfte des Untersuchungsgebietes verschlechtert. Grund dafür ist die hohe Eutrophierung im Stadtgebiet. Am sichtbarsten ist dies an der Veränderung des Artenspektrums der Flechten abzulesen. Nitrophyten nehmen stark zu, während Acidophyten auf dem Rückzug sind.

Key Words: lichen monitoring, bioindication, urban air pollution, eutrophication.

Summary: With the aim of assessing the air quality in the city of Augsburg, a mapping of the epiphytic lichen vegetation was carried out in 2017 according to the VDI guideline 3957 (bioindication) and presented in an air quality map. A “low” to “moderate” air quality was determined for the investigated area. Compared to the air quality mapping results of 1985 and 2008, there are no more lichen-free areas or areas with “very low” air quality recorded. In addition to a few improvements in some city districts, air quality has deteriorated in almost half of the study area compared to the last mapping. The reason for this is the high eutrophication of the urban area. This is most visible in the change in the species spectrum. Nitrophytes are increasing strongly, while acidophytes are on the retreat.

1 Einleitung

1.1 Einführung und Zielstellung

Stickoxid- und Feinstaubwerte werden in ursächlichem Zusammenhang mit der Luftgüte immer wieder diskutiert (u.a. MADL et al. 2010). Diese Werte stammen überwiegend von stationären Messstationen und bilden somit punktuelle Immissionen ab. Eine ältere Methode Immissionen nachzugehen ist das Biomonitoring, bei welchem durch Zustands- oder Bestandsänderungen von Pflanzen Rückschlüsse auf Umweltveränderungen gezogen werden können (KIRSCHBAUM & WIRTH 2010). Flechten eignen sich als Bioindikator gut, da sie auf klimatische und anthropogene Umweltveränderungen empfindlich reagieren und als Passivsammler einen Überblick über Immissionen gewähren können.

Anschriften der Autoren: M.Sc. Florian Reich & Prof. Dr. Arne Friedmann, Universität Augsburg, Institut für Geographie, AG Biogeographie, Alter Postweg 118, 86135 Augsburg; E-mail: florian.reich@geo.uni-augsburg.de, friedmann@geo.uni-augsburg.de

In Augsburg wurden in unregelmäßigen Abständen immer wieder umfangreiche Flechtenkartierungen vorgenommen. Durch die Arbeiten von WEIDMÜLLER (1979), WAHNSIEDLER (1986) und GUMPP & FRIEDMANN (2010) ist die Veränderung des Artenspektrums von der sog. Flechtenwüste, induziert durch hohe Schwefeldioxidwerte, bis zur Rückkehr der Flechten in die Innenstädte und dem Auftreten von Eutrophierungszeigern dokumentiert.

Die Zielsetzung der aktuellen Untersuchungen ist es, einen aktuellen Überblick und einen Vergleich zu den vorangegangenen Studien in Bezug auf die lufthygienische Situation nach VDI-Richtlinie 3957 und des Artenspektrums zu geben.

1.2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsrastraster (Abb. 1) wurde anhand der Flechtenkartierung von GUMPP (2009) ausgerichtet. Diese orientierte sich an einem Ost-West-Transekt bzw. Nord-Süd-Transekt von größeren Straßen. Das Messnetz hat eine Maschenweite von 1 km × 1 km über dem Stadtgebiet. Zusätzliche Rasterzellen gegenüber der Arbeit von GUMPP (2009) sind C2, C5 und E6.

2 Flechten als Bioindikatoren

Flechten sind eine Lebensgemeinschaft (Konsortium) aus Alge und Pilz, die eine morphologisch-physiologische Einheit bildet (ESSER 2000). Das Konsortium hat keine anatomisch-morphologischen und physiologischen Merkmale, welche Alge und Pilz als Einzelkultur besitzen.

Jede Flechtenart hat andere Anforderungen an ihre Umgebung. Für das Mikroklima eines Flechtenstandortes sind Strahlung/Licht, Temperatur, Wind und Luftfeuchtigkeit von Bedeutung. Standortfaktoren wie Exposition, Baumbestand, Belaubung, Kronendichte, Stammneigung und Substrateigenschaften wie etwa die Textur der Borkenoberfläche beeinflussen den Wasserfaktor (MASUCH 1993). Flechten sind wechselfeuchte Organismen, welche Wasser und einen Großteil der Nährstoffe aus der Atmosphäre aufnehmen. Da Flechten nur im feuchten Zustand aktiv Wachstum betreiben, ist die verfügbare Wassermenge ein relevanter Faktor, sodass nicht nur die Niederschlagsmenge, sondern vor allem die Anzahl der Regen- und Nebeltage pro Jahr entscheidend sind. Im ausgetrockneten Zustand ist die Flechte photosynthetisch inaktiv und kann damit längere Trockenphasen oder Temperaturextrema überstehen.

Gegenüber natürlichen Umwelteinflüssen sind Flechten robust. Auf menschliche Veränderungen der Umwelt reagieren sie jedoch sehr empfindlich. Als Passivsammler können Flechten nicht zwischen Nährstoffen und Schadstoffen selektieren und akkumulieren alles. Sie haben eine geringe biologische Kontrolle über den Gasaustausch, sodass luftschadstoffhaltige Gase leicht bis in die Photobiontenschicht diffundieren können (NASH 2008). Wegen des abgestimmten Stoffwechselsystems zwischen Mycobiont und Photobiont können Schadstoffe leicht Störungen hervorrufen. Zum anderen kann die Flechte auf Grund von geringen Stoffwechselraten nur bedingt reagieren. Hinzu kommt, dass Flechten das ganze Jahr über aktiv sind und bereits bei niedrigen Temperaturen Stoffwechsel betreiben, sodass z. B. auch im Winter bei erhöhten Emissionen Schadstoffe angereichert werden. Diese Empfindlichkeit macht Flechten zu idealen Bioindikatoren.

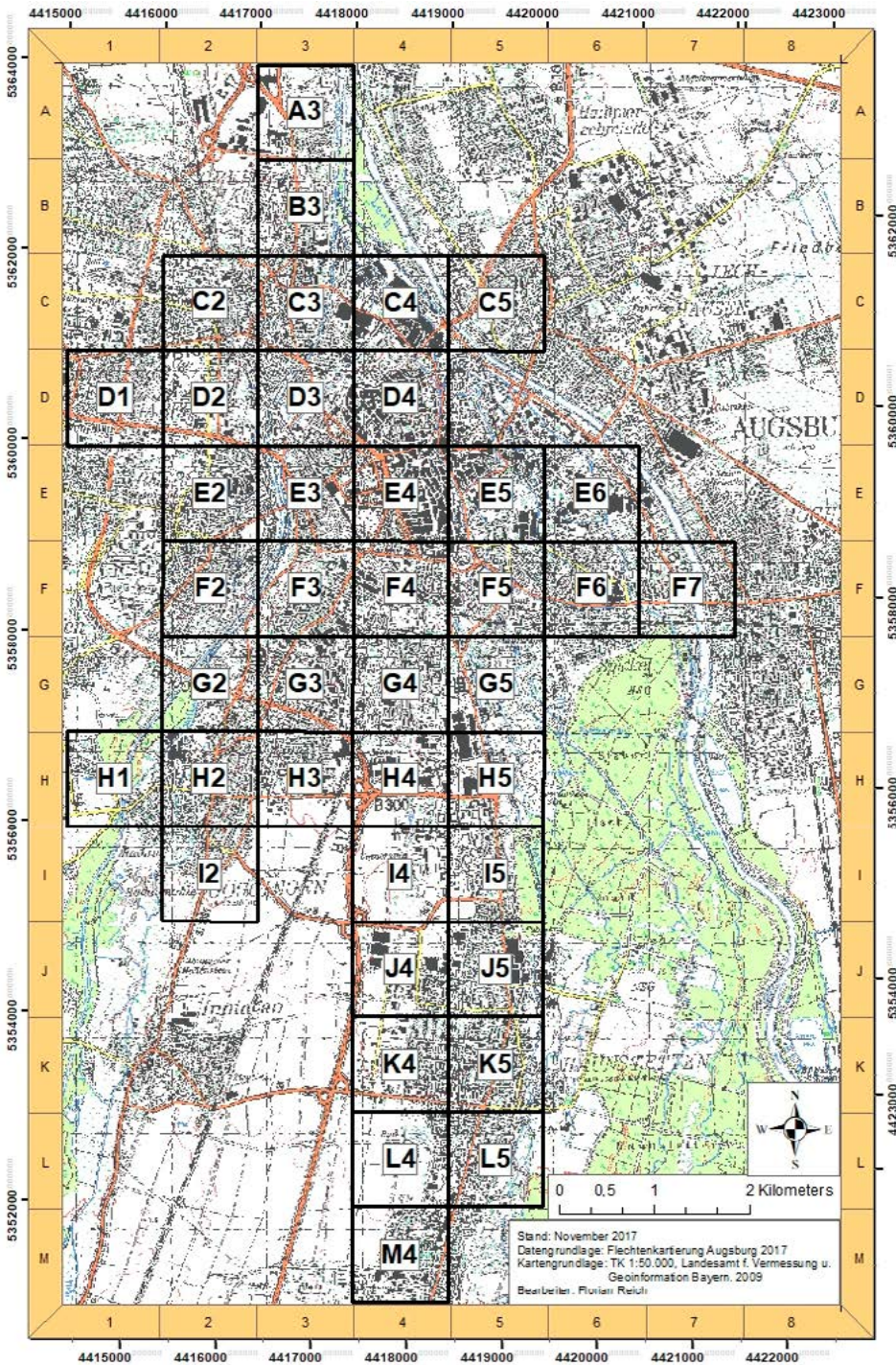
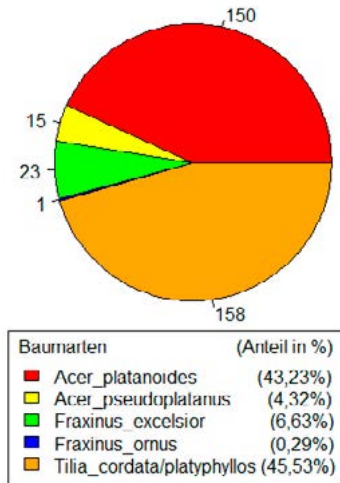


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet Stadt Augsburg mit dem Messraster/Quadranten.

3 Methoden

3.1 VDI-Richtlinie

Erhöhte Eutrophierung hat allgemein negative Auswirkungen auf die pilzliche, pflanzliche und tierische Artenvielfalt von Ökosystemen. Daher bewertet die Richtlinie VDI 3957 (2007) die alleinige Zunahme von Eutrophierungszeigern als negativ. Die lufthygienische Situation steht mit der epiphytischen Flechtenvegetation in enger Beziehung. Je mehr andere Umweltfaktoren ausgeschlossen werden können, desto besser ist der ersichtliche Zusammenhang. Die VDI-Richtlinie verlangt daher vergleichbare Temperatur-, Licht-, Wind- und Feuchtigkeitsbedingungen. Die Trägerbäume müssen frei stehen, damit Windeinfluss und Sonnenlicht gewährt ist. Die Neigung des Baumes sollte 10° Neigung nicht übersteigen, da sonst ein erhöhter Niederschlag- oder Nährstoffabfluss wahrscheinlich ist. Entscheidend sind auch die Eigenschaften der Rinde (Struktur, pH-Wert). Als ideal werden Trägerbäume von gleicher Art und gleichem Alter (Baumumfang) angesehen. Da dieser Aspekt in der Praxis in großen Untersuchungsgebieten schwer umzusetzen ist, sollten die Bäume zumindest in einer der von der VDI bestimmten Baumartengruppen sein. Für die Kartierung wurde die Baumartengruppe mit subneutraler Rinde ausgewählt. Abb. 2 zeigt die Verteilung der Baumarten im Untersuchungsgebiet. Die Trägerbäume dürfen keine Verletzungen wie Entrindung oder Abscheuerung, sowie Verunreinigungen durch Kalk oder Bemalung aufweisen. Der Moosbewuchs darf 25 % nicht übersteigen. Die Vorgabe der VDI 3957 bzgl. der Anzahl an Trägerbäumen für eine Maschenweite von 1 km × 1 km sind 6 bis 12 Bäume pro Quadrant.



Die Trägerbäume dürfen keine Verletzungen wie Entrindung oder Abscheuerung, sowie Verunreinigungen durch Kalk oder Bemalung aufweisen. Der Moosbewuchs darf 25 % nicht übersteigen. Die Vorgabe der VDI 3957 bzgl. der Anzahl an Trägerbäumen für eine Maschenweite von 1 km × 1 km sind 6 bis 12 Bäume pro Quadrant.

Abb. 2: Anteil der Baumarten an den kartierten Trägerbäumen im Untersuchungsgebiet Stadt Augsburg.

3.2 Flechtaufnahme und Bewertung

Die Erfassung der Flechten erfolgt nach qualitativer (Arten) und quantitativer (Frequenz) Standardisierung der VDI 3957. Am Baum werden in der Höhe von 100 cm bis 150 cm je Himmelsrichtung Gitterstreifen angebracht. Die Gitterstreifen bestehen aus fünf 10 cm × 10 cm großen Quadraten. An ungeeigneten Stellen (z. B. Ästen) können sie um bis zu 20 Grad verschoben werden. Jede Flechtenart wird pro Quadrat einmal gezählt, was eine maximale Frequenz pro Flechtenart von 20 je Baum ergibt. Als Bestimmungsliteratur wurden FRAHM et al. (2010), KIRSCHBAUM & WIRTH (2010) und WIRTH & KIRSCHBAUM (2014) verwendet.

Das Auswertungsergebnis ist eine Rasterkarte mit einem Luftgüte-Index (LGI). Der LGI wird über die Diversität und die Frequenz der vorkommenden Flechtenarten bestimmt. Als Bewertungskriterium dient die mit der Frequenz gewichtete Diversität (Flechtendiversitäts-wert/FDW). Um die Eutrophierung zu beachten wird der

FDW getrennt für die Eutrophierungszeiger und die Referenzarten (alle weiteren Flechtenarten) berechnet. Von jedem Baum und jeder Himmelsrichtung werden die einzelnen Frequenzen der Flechtenarten aufsummiert und anschließend über die Anzahl der Bäume je Rastergitterzelle Mittelwerte gebildet.

Für die Bewertung wird der FDW der Eutrophierungszeiger auf der Abszisse der Bewertungsmatrix (Abb. 6) vermerkt und der FDW der Referenzarten auf der Ordinate. Der Schnittpunkt der beiden Diversitätswerte gibt den LGI für die Messfläche an. Der LGI setzt sich aus zwei Zahlen zusammen, welche durch einen Punkt getrennt werden. Die erste Zahl steht für die Luftgüte und wird zur besseren Kennzeichnung in der Bewertungsmatrix farblich hinterlegt. Der zweiten Zahl, die den Eutrophierungseinfluss angibt, steht deswegen ein „E“ voran.

4 Auswertung und Ergebnisse

4.1 Auftretende Flechten

Tab. 1: Eingangsdaten und Kartierungsübersicht.

Zeitraum der Kartierung	02.04. – 15.11.2017
Anzahl der untersuchten und ausgewerteten Messflächen	40
Messflächengröße	1 km x 1km
Anzahl der Trägerbäume	347
Mittlere Anzahl von Trägerbäumen pro Messfläche	8,68
Anzahl der Flechtenarten	44
Gesamtanzahl der Flechten (Aufnahmegitter-Quadrate)	24346
Kleinster FDW für Referenzarten je 1km ²	12
Größter FDW für Referenzarten je 1km ²	40
Durchschnittlicher FDW für Referenzarten je 1km ²	23
Kleinster FDW für Eutrophierungszeiger je 1km ²	28
Größter FDW für Eutrophierungszeiger je 1km ²	65
Durchschnittlicher FDW für Eutrophierungszeiger je 1km ²	49
Mittlere Artenzahl pro km ²	19,2

Einen Überblick über die Eingangsdaten der Kartierung gewährt Tab. 1. In Tab. 2 sind die aufgefundenen Flechtenarten mit ihrer Frequenz und der Anzahl der Bäume, auf denen sie auftreten, aufgelistet. Da manche Arten z. B. durch Beschädigung schwer zu unterscheiden sind und im Gelände häufig miteinander auftreten, wurden diese zur Vereinfachung zusammengefasst („&“). „Spezies X“ sind Flechten die nicht korrekt zugeordnet werden konnten. Dreiviertel der Arten haben einen Anteil von unter einem Prozent an der Gesamtmenge. Im Untersuchungsgebiet dominieren knapp 80 % des Flechtenbewuchses folgende Arten: *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia adscendens & tenella*, *Xanthoria parietina*, *Candelariella reflexa & xanthostigma*, *Candelaria concolor*, *Physconia grisea*. Diese Arten kommen jeweils an über 50 % der Bäume vor. Einzelkarten zur Verteilung der Arten im Stadtgebiet sind in REICH (2018) zu finden.

Tab. 2: Erfasste Flechtenarten im Stadtgebiet Augsburg 2017.

Flechtenart	Frequenz		Bewachsene Bäume
	absolut	in %	absolut
<i>Alyxoria varia</i>	25	0,10	2
<i>Amandinea punctata</i>	349	1,43	60
<i>Buellia griseovirens</i>	43	0,18	11
<i>Caloplaca cerinella & cerinelloides</i>	54	0,22	15
<i>Caloplaca pyracea</i>	25	0,10	9
<i>Candelaria concolor</i>	1153	4,74	178
<i>Candelariella aurella & vitellina</i>	9	0,04	3
<i>Candelariella reflexa & xanthostigma</i>	3519	14,45	291
<i>Evernia prunastri</i>	19	0,08	13
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	2	0,01	2
<i>Hypogymnia physodes</i>	5	0,02	4
<i>Lecanora allophana</i>	11	0,05	2
<i>Lecanora argentata</i>	6	0,02	4
<i>Lecanora carpinea</i>	122	0,50	41
<i>Lecanora chlorotera</i>	207	0,85	56
<i>Lecanora conizaeoides</i>	4	0,02	2
<i>Lecanora expallens</i>	159	0,65	51
<i>Lecanora hagenii</i>	255	1,05	63
<i>Lecanora pulicaris</i>	16	0,07	11
<i>Lecanora symmicta</i>	2	0,01	2
<i>Lecidella elaeochroma</i> -Gruppe	22	0,09	5
<i>Lepraria incana</i> -Gruppe	276	1,13	57
<i>Melanelixia subargentifera</i>	14	0,06	4
<i>Melanohalea elegantula</i>	36	0,15	8
<i>Melanohalea exasperatula</i>	524	2,14	94
<i>Parmelia sulcata</i>	451	1,85	111
<i>Parmelina tiliacea</i>	49	0,2	23
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	692	2,84	109
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	5168	21,23	326
<i>Phlyctis argena</i>	61	0,25	15
<i>Physcia adscendens & tenella</i>	4801	19,72	319
<i>Physcia stellaris & aipolia</i>	100	0,41	38
<i>Physconia perisidiosa</i>	8	0,03	3

<i>Physconia grisea</i>	960	3,94	182
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	34	0,14	15
<i>Punctelia borrieri</i>	1	0,004	1
<i>Punctelia jeckeri</i>	71	0,29	31
<i>Ramalina farinacea</i>	4	0,02	4
<i>Ramalina pollinaria</i>	1	0,004	1
Spezies X (davon weiße Krustenflechten)	382 (316)	1,57 (1,30)	98 (74)
<i>Usnea hirta</i>	5	0,02	1
<i>Xanthomendoza huculica</i>	9	0,04	2
<i>Xanthoria candelaria</i>	83	0,34	15
<i>Xanthoria parietina</i>	4492	18,45	330
<i>Xanthoria polycarpa</i>	117	0,48	26
Gesamtanzahl	24346	100	347

<i>Illosporiosis christiansenii</i> (Flechtenparasit)	51		23
<i>Marchandiomyces aurantiacus</i> (Flechtenparasit)	25		8
<i>Trentepohlia aurea</i> (Alge)	807		89

4.2 Luftgüteindex

Die Auswertung des Luftgüteindex nach VDI-Richtlinie 3957 ergab für das Stadtgebiet Augsburg eine geringe (orange) bis mäßige (gelb) Luftgüte. Abb. 3 (linke Karte) zeigt die Verteilung des Indexes. Dabei ist eine mäßige Luftgüte im Bereich der Wertach von Göggingen bis Pfersee-Nord, sowie in Oberhausen „Links der Wertach“ Nord und „Rechts der Wertach“ zu beobachten. Mäßige Luftgüte herrscht weiter im Universitätsviertel und in Haunstetten-Nordwest, sowie in Haunstetten/Siebenbrunn.

Den Einfluss von eutrophierenden Luftschadstoffen auf die Luftgüte zeigt die mittlere Karte in Abb. 3. Im gesamten Stadtgebiet gibt es einen sehr starken Einfluss eutrophierender Luftschadstoffe. Ausnahmen mit starkem Einfluss sind in Quadranten nahe der Wertach und Haunstetten/Siebenbrunn zu finden. Einzig in Oberhausen „Rechts der Wertach“ wurde ein mittlerer Einfluss durch eutrophierende Luftschadstoffe lokalisiert.

4.3 Veränderung der Luftgüte und des Artenspektrums

Im Vergleich mit der Kartierung von 2008 (GUMPP & FRIEDMANN 2010) gibt es keine Region in Augsburg mehr mit sehr geringer Luftgüte. Jedoch haben sich die Werte in 19 Gitterquadranten verschlechtert. Fünf Quadranten haben sich verbessert. 13 Rasterzellen blieben auf dem Stand von 2008. Die veränderten Quadranten im Untersuchungsgebiet zeigt die rechte Karte in Abb. 3.

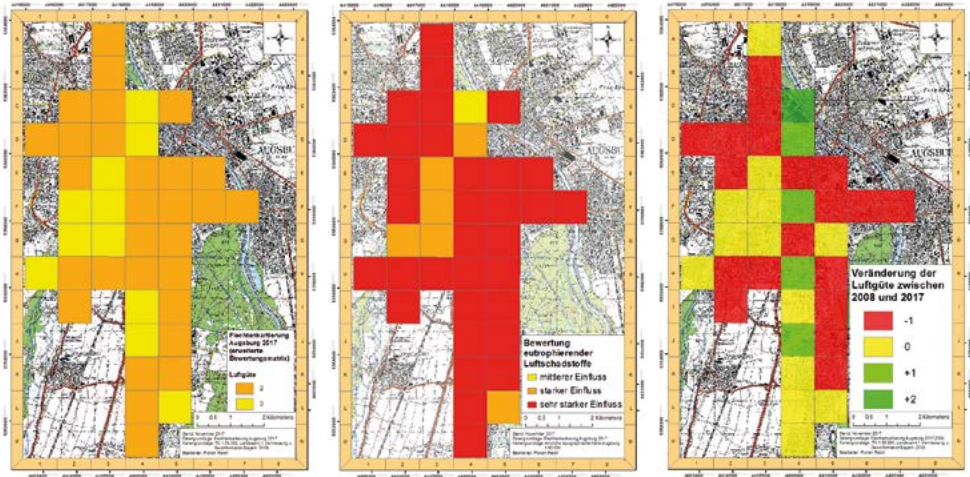


Abb. 3: Luftgüteindex bestimmt nach VDI-Richtlinie 3957 im Stadtgebiet Augsburg 2017 (links), Einfluss eutrophierender Luftschadstoffe auf die Luftgüte 2017 im Stadtgebiet Augsburg (Mitte), Veränderungen des Luftgüteindex zwischen 2008 und 2017 im Stadtgebiet Augsburg (rechts).

WAHNSIEDLER (1986) stellte 1985 in der Innenstadt noch mehrere Bereiche mit sog. „Flechtenwüsten“ mit anschließender Innerer, Mittlerer und Äußerer Kampfzone fest (Abb. 4). Damals wurden im Stadtgebiet neun Flechtenarten erfasst. GUMPP (2009) kartierte 2008 bereits 32 Flechtenarten im Stadtgebiet mit einer mittleren Artenzahl von 11 pro km². 2017 stieg die mittlere Artenzahl pro km² auf 19,2, mit insgesamt 44 Flechtenarten.

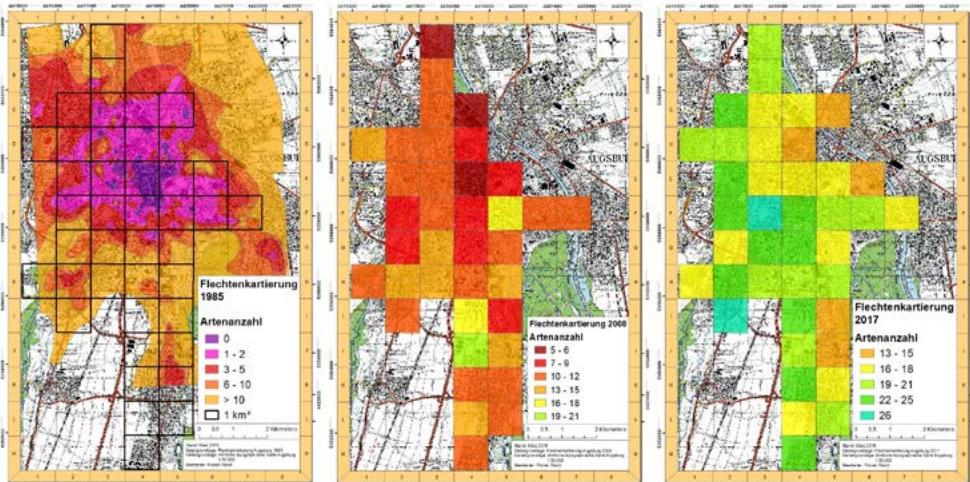


Abb. 4: Anzahl und Verteilung der kartierten Flechtenarten im Stadtgebiet Augsburg: 1985–2008–2017.

Tab. 3 zeigt eine Übersicht über die Veränderung des Artenspektrums. Im Vergleich zu 2008 wanderten 16 Arten neu in das Stadtgebiet ein. Die größten Erstbesiedler sind *Candelaria concolor* mit 51 % und *Phaeophyscia nigricans* mit 31 %. Alle Arten, die einen Zuwachs von mehr als 20 % besitzen, haben einen Nährstoffwert von sieben (ziemlich starke Eutrophierung) oder höher. Drei Arten mit niedrigen Nährstoffzeigerwerten wurden im Untersuchungsgebiet nicht mehr angetroffen (*Parmelia saxatilis*, *Platismatia glauca*, *Pseudevernia furfuracea*). Der größte Rückgang wurde bei *Hypogymnia physodes* beobachtet. Dieser drastische Rückgang der acidophytischen Arten deckt sich mit anderen Studien, wie z. B. der von FRANZEN-REUTER (2004) auf Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen, bei welcher es zu völligen Bestandseinbrüchen von *Hypogymnia physodes* nach erhöhter Eutrophierung kam.

Tab. 3: Artenlisten der Flechtenkartierungen in Augsburg von 2008 und 2017. Je intensiver die Farbe, desto größer die prozentuale Zunahme bzw. Abnahme der bewachsenen Bäume.

Zunehmend	0 – 5	5,10 – 10	10,10 – 20	20,10 – 30	> 30,10
Abnehmend	0 – -1	-1,10 – -5	-5,10 – -10	-10,10 – -15	< -15,10
Nährstoffzahl	Flechtenart			2008	2017
Eutrophierungszeiger = fett				Bewachsene Bäume in %	Bewachsene Bäume in %
-	<i>Alyxoria varia</i>			-	0,58
7	<i>Amandinea punctata</i>			1,8	17,29
4	<i>Buellia griseovirens</i>			3,0	17
6	<i>Caloplaca cerinella & cerinelloides</i>			-	4,32
5	<i>Caloplaca pyracea</i>			-	2,59
7	<i>Candelaria concolor</i>			-	51,3
8	<i>Candelariella aurella & vitellina</i>			-	0,86
7	<i>Candelariella reflexa & xanthostigma</i>			61,1	83,86
4	<i>Evernia prunastri</i>			4,2	3,75
6	<i>Flavopunctelia flaventior</i>			0,7	0,58
3	<i>Hypogymnia physodes</i>			18,9	1,15
5	<i>Lecanora allophana</i>			-	0,58
4	<i>Lecanora argentata</i>			1,8	1,15
4	<i>Lecanora carpinea</i>			1,1	11,82
5	<i>Lecanora chlarotera</i>			8,1	16,14
5	<i>Lecanora conizaeoides</i>			8,8	0,58
5	<i>Lecanora expallens</i>			1,8	14,70
7	<i>Lecanora hagenii</i>			1,1	18,16
4	<i>Lecanora pulicaris</i>			2,8	3,17

4	<i>Lecanora symmicta</i>	-	0,58
5	<i>Lecidella elaeochroma</i> -Gruppe	8,4	1,44
5	<i>Lepraria incana</i> -Gruppe	11,6	16,43
5	<i>Melanelixia subargentifera</i>	-	1,15
5	<i>Melanohalea elegantula</i>	-	2,31
6	<i>Melanohalea exasperatula</i>	23,9	27,09
5	<i>Parmelia saxatilis</i>	5,3	-
7	<i>Parmelia sulcata</i>	38,6	31,99
6	<i>Parmelina tiliacea</i>	1,1	6,63
9	<i>Phaeophyscia nigricans</i>	-	31,41
9	<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	72,6	93,95
5	<i>Phlyctis argena</i>	1,1	4,32
8	<i>Physcia adscendens & tenella</i>	50,9	91,93
6	<i>Physcia stellaris & aipolia</i>	15,1	10,95
8	<i>Physconia grisea</i>	31,6	52,45
4	<i>Physconia perisidiosa</i>	-	0,86
5	<i>Platismatia glauca</i>	1,1	-
5	<i>Pleurosticta acetabulum</i>	2,8	4,32
6	<i>Punctelia borrieri</i>	-	0,29
6	<i>Punctelia jeckeri</i>	-	8,93
5	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	2,5	-
4	<i>Ramalina farinacea</i>	1,1	1,15
5	<i>Ramalina pollinaria</i>	-	0,29
	Spezies X	-	28,24
4	<i>Usnea hirta</i>	2,1	0,29
-	<i>Xanthomendoza huculica</i>	-	0,58
8	<i>Xanthoria candelaria</i>	0,4	4,32
8	<i>Xanthoria parietina</i>	72,6	95,1
8	<i>Xanthoria polycarpa</i>	3,9	7,49

5 Diskussion

Belege für eine erhöhte Eutrophierung im Stadtgebiet Augsburg wurden in dieser Arbeit dargestellt. Woher die Eutrophierung kommt wurde nicht untersucht. Da die Stickoxid-Werte an den Messstationen in Augsburg seit Jahren leicht abnehmen (LfU 2020), sollten weitere Ursachen betrachtet werden.

Trotz rückläufiger Nitratmengen im Niederschlag nimmt der Nitrophyt *Phaeophyscia orbicularis* in landwirtschaftlichen und städtischen Gebieten zu (ALTENBECK et al. 2005), was nach JANSSEN et al. (2007) auf die trockene Deposition zurück-

zuführen ist. FRAHM et al. (2009) kritisieren, dass atmosphärische Stickstoffbelastung nur durch Messungen von Stickoxiden verfolgt wird, da nach einer Studie von SCHUMACHER et al. (2006) die NO_x -Emissionen keine Relevanz bzgl. der Artenzahl und Frequenz von nitrophytischen Flechten aufweisen. Hingegen zeigten Düngeversuche an epiphytischen Flechten von FRANZEN-REUTER & FRAHM (2007) mit ammoniumhaltigem Dünger eine größere Wirkung als nitrathaltige. Zudem wird aufgeführt, dass bei grünen Landpflanzen, und so auch bei den Phycobionten, Stickstoff allgemein als Ammonium aufgenommen wird und Nitrat nur durch Nitratreduktase. Nach Meinung der Autoren spricht die Abnahme der Gesamt-Stickstoffdeposition im Zusammenhang mit der Zunahme von Nitrophyten für Ammonium als treibende Kraft. Hierfür spricht auch das Korrelationsergebnis von FRANZEN et al. (2002) zwischen Viehdichte und nitrophytischen Flechten. 90 % der Ammoniakemissionen entstammen aus der Landwirtschaft. In der Stadt (Düsseldorf) korrelierten nach FRAHM (2006) die Ammoniakwerte mit der Verkehrsdichte. Als Ammoniakquelle wurden von FRAHM (2008) Abgase aus Katalysatoren lokalisiert.

MADL et al. (2010) untersuchten epiphytische Flechtenpopulationen in einem teils seit 1980 unter Naturschutz stehenden U-förmigen Seitental der Salzach (Bluntau), welches an die Tauern-Autobahn angrenzt. Eine stark reduzierte Diversität, veränderte Zusammensetzung und ein Trend zu nitrophilen Flechtengesellschaften wurde ausgehend von der Autobahn festgestellt. Die hohe und weitreichende Partikelbelastung dokumentierte er mit einem hochauflösenden Messgerät mit einem Scanfenster für Partikelgrößen von 5,5 nm bis 350 nm, was weit unterhalb der offiziellen Normen und behördlichen Messungen von 10 μm oder 2,5 μm ist. Landwirtschaftliche Tätigkeiten sind nahezu inexistent, sodass die hohe Stickstoffverfügbarkeit höchstwahrscheinlich durch Fahrzeugabgase in das Naturschutzgebiet eindringt.

Im Nationalpark „Kalkalpen“ untersuchten MAYER et al. (2013) den Langzeittrend (1993-2010) von epiphytischen Flechten in einem Luftschadstoff-Hintergrundgebiet. Der Bedeckungsrückgang, die Artenzusammensetzungsverschiebung und die Ursache der zunehmenden Eutrophierung wird vor allem der nassen Immission zugeschrieben, da die gasförmige Verschmutzung zu gering ist. Die Hälfte des eingetragenen anorganischen N trat als NH_4^+ auf. Hohe Konzentrationen von NH_4^+ -N im häufig auftretenden Nebel spielen dabei eine Hauptrolle, da die NH_4^+ -N und NO_3^- -N Konzentrationen im Niederschlag um eine Größenordnung niedriger ausfallen. Bereits VAN HERK et al. (2003) vermuten NH_4^+ als Hauptluftschadstoffverbindung für Flechten in emissionsquellfernen Gebieten, als sie Daten aus 25 nordeuropäische Gebieten im Rahmen des ICP-IM-Messstellenprogrammes korrelierten.

In Westjütland/Dänemark stellten OLSEN et al. (2010) Diffusionsprobennehmer auf und transplantierten *Xanthoria parietina* in verschiedenen Abständen zu einer Schweinefarm. Die Korrelation zwischen Ammoniak-Konzentrationen in der Luft und *X. parietina* war *in situ* signifikant. Der Stickstoffgehalt in den transplantierten *X. parietina* stieg in vier Monaten von 1,4 % auf bis zu 2,4 %. Erst in 300 m Entfernung zum Stall bzw. Güllebehälter näherte sich die Ammoniak-Konzentration den Hintergrundwerten.

Nach der Entstehung ist Ammoniak ein schnell reagierendes Gas und kann nicht gasförmig als Stickstoffquelle dienen. Jedoch reagiert es mit Wasserdampf und

Ozon zu Ammoniumnitrat. Ammoniumnitrat hat nach einer Studie von JOHN & HUHLSBUSCH (2006) einen durchschnittlichen Anteil am Feinstaub von 50 %, in einer Partikelgröße von 1 µm. Dieser Feinstaub lagert sich als trockene Deposition auf dem Flechtenlager an. Ammoniumnitrat ist ein Salz, das bereits bei hoher Luftfeuchtigkeit gelöst werden kann. Dies kann eine konzentrierte Salzlösung auf dem Lager erzeugen und zu osmotischen Problemen führen. Die osmotischen Werte (Leitfähigkeit des Zellsaftes) sind bei nitrophytischen Arten um das Zwei- bis Dreifache höher als bei neutrophytischen Arten (FRAHM et al. 2009). Nitrophyten können somit höhere Feinstaub- bzw. Salzmengen tolerieren, was sie zu Halophyten unter den Flechtenarten macht. Dies passe laut Autoren auch dazu, dass *X. parietina* häufig mit stickstoffintoleranten *Ramalina lacera* in Küstengegenden auftritt. Weiteres Indiz sei, dass Halophyten auch unter den Blütenpflanzen in Autobahnnähe zunehmen, obwohl dort weniger Streusalz ausgebracht wurde.

Nitrophyten sind mit erhöhten osmotischen Werten in der Lage, bei geringer Luftfeuchtigkeit Wasserdampf aufzunehmen und gehören nach FRAHM et al. (2009) unter den Flechten auch zu den Xerophyten. Diesen Vorteil gegenüber anderen Flechten zeigen Datenvergleiche von verschiedenen Standorten (FRAHM et al. 2007), bei denen der höchste Nitrophytenindex nicht mit einem starken Stickstoffeinfluss übereinstimmt, jedoch mit einem trockenen Klima. Der Klimawandel begünstigt Nitrophyten: durch gestiegene Temperaturen und der damit verbundenen höheren Verdunstungsrate sind trocken-tolerante Arten laut FRAHM & STAPPER (2008) im Vorteil.

Der Gesamtstickstoff einer Flechte steigt proportional mit der Stickstoff- bzw. Ammoniakbelastung der Umgebung (FRANZEN-REUTER 2004). Den Zusammenhang zwischen Aminosäuren, osmotischem Wert und atmosphärischer Stickstoffbelastung untersuchte FRAHM (2013) in Westdeutschland und den französischen Vogesen. Die erhöhten Gehalte der Aminosäuren in Flechten spiegelten die regionalen atmosphärischen Stickstoffbelastungen wieder. Die osmotischen Werte der nitrophilen Flechtenarten fielen höher aus als die der anderen Arten, was auf einer höheren Toleranz, aber nicht Verträglichkeit, gegenüber Stickstoffsalzen basiert und somit auch eine höhere Trockenresistenz anzeigt.

Die Toleranz gegenüber hohen Stickstoffgehalten hängt nach HAUCK (2010) unter anderem von der Fähigkeit der einzelnen Photobionten ab, ausreichende Mengen an Kohlenstoffskeletten für die Ammoniakassimilation bereitzustellen. So hat z.B. die häufige *Tebouxia*, die viele der nitrophilen Flechten als Photobionten besitzen, Pyrenoid im Chloroplast, was einen Kohlenstoff-Konzentrationsmechanismus (CCM) bewirkt und somit die Photosyntheseleistung erhöht. Die Identität des Photobionten könnte somit für die Toleranz der Flechten gegenüber hohen Stickstoffkonzentrationen verantwortlich sein. Photobionten ohne CCM sind generell empfindlicher gegenüber hohen Stickstoffkonzentrationen. HAUCK (2010) sieht jedoch weiteren Forschungsbedarf zu der Physiologie von freilebenden und flechtenbildenden Grünalgen. Beispielsweise gehört die Grünalgen-Gattung *Trentepohlia* in der Flechtensymbiose zu den Photobionten ohne CCM und ist stickstoffempfindlich. Freilebende *Trentepohlia*-Arten hingegen haben sich in den letzten Jahrzehnten an nährstoffreichen Standorten in Mitteleuropa als roter Belag an Baumstämmen vermehrt. Auch in der vorliegenden Studie wurde an einem Viertel der Bäume *Trentepohlia aurea* vorgefunden.

Da in Europa 2009 neue kritische Werte für Ammoniak aufgestellt wurden, welche auf der ökologischen Reaktion von Flechtengemeinschaften beruhen, dabei jedoch nicht die physiologischen Unterschiede zwischen oligotrophen und nitrophilen Arten beachtet wurden, untersuchte MUNZI et al. (2014) diese Komponente. Es wurden *Evernia prunastri* als stickstoffempfindliche und *Xanthoria parietina* als stickstofftolerante Flechte auf kurzfristige NH_3 -Exposition untersucht. Die Ergebnisse deuten auf eine Nebenwirkung von NH_3 auf die Photosyntheseleistung hin. Das Experiment zeigte den ökologischen Erfolg von *X. parietina* an ammoniakreichen Standorten. Die Autoren wiesen angesichts dieser Ergebnisse auf die Notwendigkeit der Festlegung von kritischen NH_3 -Grenzwerten auf Grundlage von oligotrophen Flechtenarten hin.

Ebenso reduzierte Photosyntheseleistungen wurden beim Experiment von LANGMANN et al. (2014) entdeckt. Da erhöhte Konzentrationen von atmosphärischen Stickstoffverbindungen sich an Nanopartikel adsorbieren können, untersuchten die Autoren Dieselabgase, da diese eine Hauptquelle im breiten Verschmutzungsinventar sind. Im Laborexperiment mit Abgasen eines VW-Transporters ohne Katalysator und sechs unterschiedlichen empfindlichen Flechtenarten (*Pseudevernia furfuracea*, *Hypogymnia physodes*, *Usnea filipendula*, *Lobaria pulmonaria*, *Peltigera praetextata*, *Xanthoria parietina*) wurde eine Autobahn mit unterschiedlichen wöchentlichen Verkehrszeiten simuliert. Reduzierte Chlorophyll-Fluoreszenz-Werte und ein verminderter Gasaustausch zeigten, dass der Photobiont zuerst in Mitleidenschaft gezogen wird und als Folge der Mykobiont durch Verhungern. Zudem werden zuerst die ältesten Teile der Flechten geschädigt. Bemerkenswert war, dass je nach Flechtenart und Schädigungsstadium die verkehrsarmen Wochenenden eine Teilerholung der photosynthetischen Aktivität bewirken können.

Nasse und trockene Deposition könnten eine Ursache für die Eutrophierung in Augsburg sein.

Ammonium und Nitrate aus der Landwirtschaft gewandelt zu Ammoniumnitrat kämen als Quelle in Frage. Hierfür spricht eine Karte von REHMER & LUCKMANN (2018), die eine erhöhte Großviehhaltung pro Hektar (nach der EU-Verordnung für ökologischen Landbau) in den Landkreisen Augsburg Land und Unterallgäu ausweist. Über die Hauptwindrichtung (Südwest) könnten die Emissionen in das Stadtgebiet gelangen.

In der Lech-Wertach-Ebene könnte Nebel die Ammoniumnitrat-Umwandlung und den Transport begünstigen. Möglich wären jedoch auch erhöhte Emissionen durch ein gestiegenes Verkehrsaufkommen. In einem Vergleich der Mobilitätsstudien der Technischen Universität Dresden (AHRENS et al. 2015, GERIKE et al. 2020) stieg die durchschnittliche Wegstrecke pro Tag der Augsburger/innen von 11,8 Kilometern 2013 auf 15,3 Kilometer 2018. Zudem gibt es eine zunehmende Verkehrsentwicklung in und aus Augsburg heraus. Die Straßenverkehrszählungen (StMB 2005-2020) weisen in den letzten Dekaden teilweise erhebliche Zuwächse aus, wie an ausgewählten Straßenabschnitten ablesbar (Abb. 5). Die ausgewählten Straßenabschnitte orientieren sich an Bundes- und Hauptstraßen und die anfangs erwähnten Ost-West- bzw. Nord-Süd-Transekte.

Verkehrsentwicklung in Augsburg

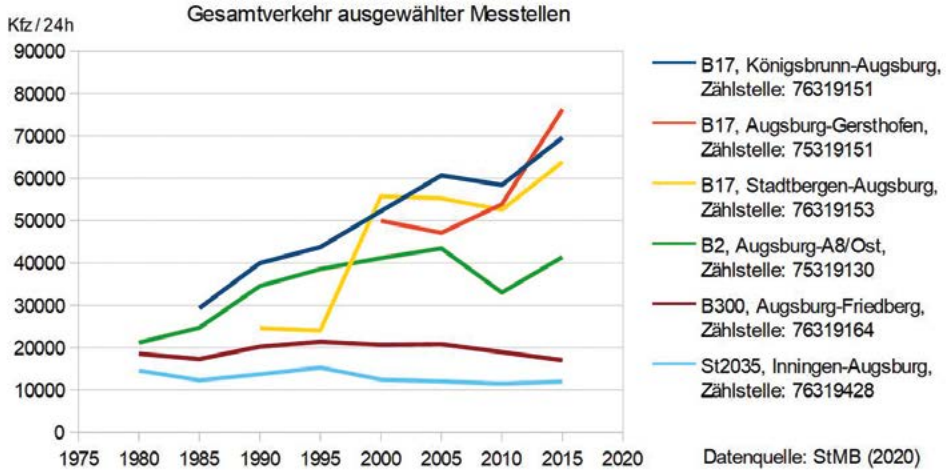


Abb. 5: Daten zur Verkehrsentwicklung an ausgewählten Straßen in Augsburg von 1980–2015. Quelle: Bayer. Staatsministerium für Wohnen, Bau und Verkehr.

6 Schlussfolgerungen

Die Darstellung der Eutrophierungszeiger sollte überarbeitet werden, da nach der aktuellen Liste mehrere Arten mit einem Nährstoffwert (nach WIRTH 2010) von ≥ 7 fehlen, die in dieser Kartierung größere Zuwächse zeigten. Zudem dürfte in der für 2022 angekündigten Überarbeitung der Version der Richtlinie VDI 3957 Blatt 13 über eine erweiterte Bewertungsmatrix nachgedacht werden. Aufgrund des hohen Diversitätswertes der Eutrophierungszeiger, der teilweise über 60 pro Quadranten betrug, wird hier eine erweiterte Bewertungsmatrix entworfen und vorgestellt (Abb. 6). Diese würde die erhöhte Eutrophierung besser abbilden. Sie basiert auf der VDI 3957 und hat zusätzlich auf der Abszisse zwei weitere Spalten, sodass Abszisse und Ordinate beide bis zu einem Wert von 70 reichen.

Eine Auswertung mit der erweiterten Bewertungsmatrix für den Eutrophierungswert von Augsburg ist in Abb. 7 (rechte Karte) im Vergleich zur bisherigen Bewertung (Abb. 7, linke Karte) dargestellt. In 23 von 40 Quadranten würde dies eine genauere und erhöhte Eutrophierung dokumentieren. Die Luftgütewerte (Abb. 8) würden sich in der km²-Auflösung nicht ändern. In der

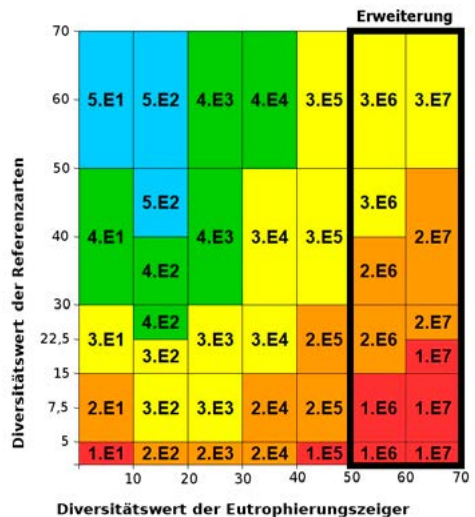


Abb. 6: Bewertungsmatrix nach der VDI-Richtlinie 3957 mit Erweiterung.

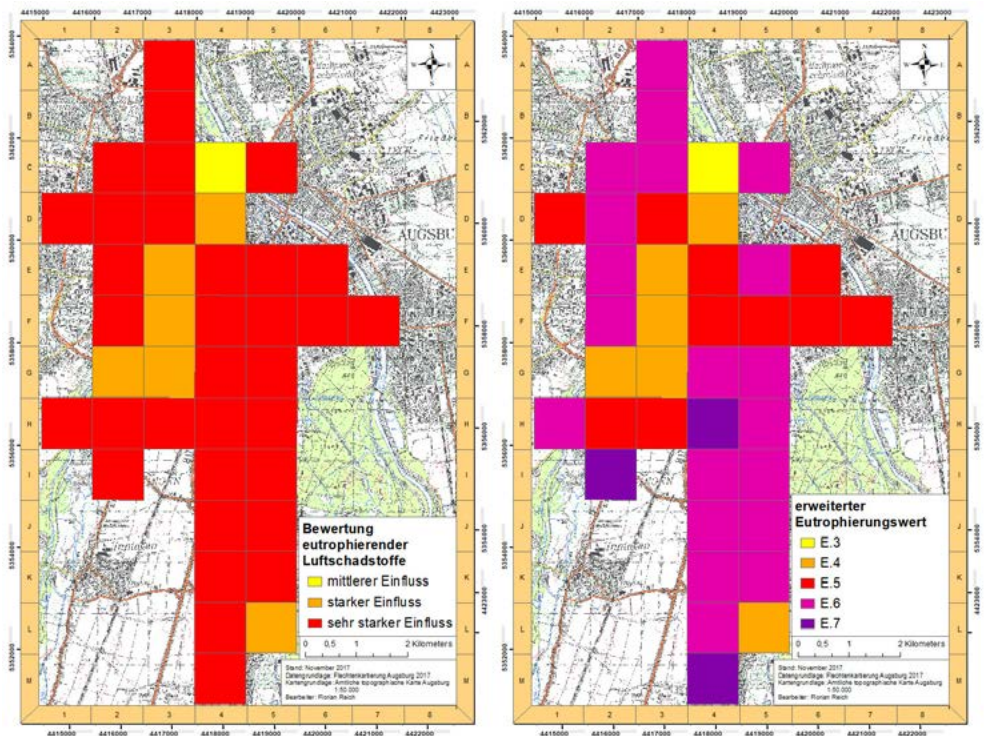


Abb. 7: Auswertung nach der VDI-Richtlinie 3957 mit bisheriger Bewertung für den Eutrophierungswert 2017 im Stadtgebiet Augsburg (links), Auswertung mit erweiterter Bewertungsmatrix für den Eutrophierungswert 2017 im Stadtgebiet Augsburg (rechts).

500 m × 500 m Auflösung käme es mit der erweiterten Bewertungsmatrix in 13 Quadranten zu einer Verschlechterung der ermittelten Luftgüte (Abb. 8, rechte Karte), jedoch ist die Mindestanzahl an Trägerbäumen von ≥ 4 je 0,5 km² nicht gegeben und somit die Aussage nicht repräsentativ.

7 Fazit und Ausblick

Die positive Entwicklung der Luftqualität, die GUMPP & FRIEDMANN (2010) feststellten, scheint zu stagnieren. Zwar gibt es im gesamten Untersuchungsgebiet keine „sehr schlechte“ Luftqualität mehr, jedoch hat sich die Luftqualität neben wenigen Verbesserungen in der Hälfte des Untersuchungsgebietes verschlechtert. Ein Grund dafür ist die hohe Eutrophierung im Stadtgebiet. Die erfreuliche Nachricht von 16 wieder neu angesiedelten Arten im Stadtgebiet hat die Kehrseite, dass diese vornehmlich Nitrophyten sind. Die starke Zunahme der Nitrophyten und der Rückgang der Acidophyten zeigt sich über das ganze Artenspektrum im Untersuchungsgebiet. Als weitere Quelle für die Eutrophierung wird Ammoniumnitrat vermutet, da andere Stickoxide an den Messstationen des Landesamtes für Umwelt seit der letzten Kartierung leicht rückläufig waren (LfU 2020). Das passive Biomonitoring mittels Flechtenkartierung zeigt sich als verlässliche Methode, um einen ökologischen Einblick bezüglich der Luftqualität zu bekommen und zudem größere Areale zu bewerten.

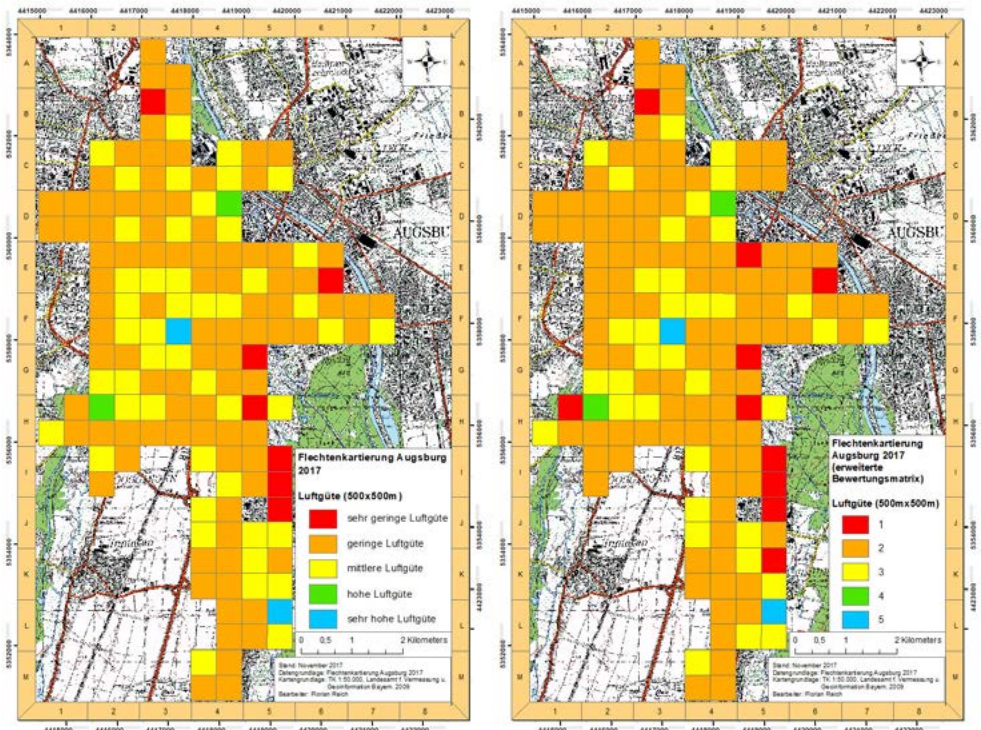


Abb. 8: Auswertung nach der VDI-Richtlinie 3957 mit bisheriger Bewertung für die Luftgüte 2017 (500 m × 500 m) im Stadtgebiet Augsburg (links), Luftgüte (500 m × 500 m) mit erweiterte Bewertungsmatrix im Stadtgebiet Augsburg 2017 (rechts).

Der starke Anstieg der Eutrophierung sollte weiter beobachtet und seine Ursachen genauer erforscht werden. Ein Fokus in weiteren Untersuchungen sollte auf den Emissionen des Verkehrs und der Landwirtschaft bzgl. nasser und trockener Deposition gelegt werden. Des Weiteren sollte die Dynamik der Nitrophyten im Zusammenhang mit dem Klimawandel beobachtet werden.

8 Danksagung

Wir danken Dipl.-Geogr. Alexandra Gumpf für die Zurverfügungstellung der Flechtenkartierungsergebnisse von 2008, Dr. Eckhard Hartmann und Heinke Mertinat-Ianusevitch für Reagenzien, Literatur und Anmerkungen, Dipl.-Geogr. Elli Wahnsiedler und Dipl.-Geogr. Ildiko Remenyi-Vogt für kartographische Daten. Dipl.-Geogr. Joachim Nittka (LfU) für vielfältige Informationen und Daten, Dipl.-Inf. Florian Mutschelknaus wird für die Hilfe der Programmierung eines Datenbank-Tools gedankt.

9 Literatur

AHRENS, G.-A., WITTEW, R., HUBRICH, S., WITTIG, S. & LIESKE, F. 2015: Sonderauswertung zum Forschungsprojekt „Mobilität in Städten – SrV 2013“ Städtevergleich. – TU Dresden, Lehrstuhl Verkehrs- und Infrastrukturplanung.

- ALTENBECK, P., RADERMACHER, L. & KRAUSE, G. 2005: Langzeitbeobachtungen immissionsbedingter Wirkungen in Nordrhein-Westfalen Teil 3. – Immissionsschutz **4**: 126-129.
- ESSER, K. 2000: Kryptogamen 1. Cyanobakterien, Algen, Pilze, Flechten. 3. Aufl. – Springer-Verlag, Heidelberg.
- FRAHM, J.-P. 2006: Der Einfluss von Ammoniak auf Stickstoff liebende Flechten in verkehrsbelasteten Gebieten. – Immissionsschutz **4/2006**.
- FRAHM, J.-P. 2008: Überdüngung und Versalzung durch Katalysatoren? Nitrophile Moose und Flechten nehmen zu. – Biol. Unserer Zeit **38(2)**: 94-101.
- FRAHM, J.-P. 2013: Contents of amino acids and osmotic values of epiphytic lichens as indicators for regional atmospheric nitrogen loads. – Archive for Lichenology **9**: 1-11.
- FRAHM, J.-P., HENSEL, S. & THÖNNES, D. 2007: Zur Vergleichbarkeit von Luftgütekartierungen mit Hilfe der VDI-Flechtenrichtlinie 3957 Blatt 13. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, Mai 2007: 206-208.
- FRAHM, J.-P., JANSSEN, A.-M., SCHUMACHER, J., THÖNNES, D., HENSEL, S., HEIDELBACH, B. & ERLER, D. 2009: Das Nitrophytenproblem bei epiphytischen Flechten - eine Synthese. – Archive for Lichenology **5**: 1-8.
- FRAHM, J.-P., SCHUMM, F. & STAPPER, N.J. 2010: Epiphytische Flechten als Umweltgütezeiger. – Selbstverlag, Norderstedt.
- FRAHM, J.-P. & STAPPER, N.J. 2008: Der Einfluss der Humidität auf die Ermittlung der Luftgüte nach VDI Flechtenrichtlinie 3957 Blatt 13. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft, Juni 2008: 251-256.
- FRANZEN, I., STAPPER, N.J. & FRAHM, J.-P. 2002: Ermittlung der lufthygienischen Situation Nordrhein-Westfalens mit epiphytischen Flechten und Moosen als Bioindikatoren. – Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- FRANZEN-REUTER, I. 2004: Untersuchungen zu den Auswirkungen atmosphärischer Stickstoffeinträge auf epiphytische Flechten und Moose im Hinblick auf die Bioindikation. – Dissertation, Universität Bonn.
- FRANZEN-REUTER, I. & FRAHM, J.-P. 2007: Auswirkungen experimenteller Stickstoffgaben auf die Epiphytenflora in Dauerbeobachtungsflächen (Rheinland-Pfalz, Deutschland). – Herzogia **20**: 61-75.
- GERIKE, R., HUBRICH, S., LIESKE, F., WITTIG, S. & WITTEW, R. 2020: Sonderauswertung zum Forschungsprojekt „Mobilität in Städten – SrV 2018“. Städtevergleich. – TU Dresden, Lehrstuhl Verkehrs- und Infrastrukturplanung.
- GUMPP, A. 2009: Flechtenkartierung der Stadt Augsburg. – Diplomarbeit, Institut für Geographie, Univ. Augsburg.
- GUMPP, A. & FRIEDMANN, A. 2010: Die Luftgüte im Stadtgebiet Augsburg 2008 - Bestimmung mittels Flechtenkartierung und ein Vergleich mit dem Jahr 1985. – Ber. Naturwiss. Ver. Schwaben **114**: 56-72.
- HAUCK, M. 2010: Ammonium and nitrate tolerance in lichens. – Environ. Pollut. **158**: 1127-1133.
- JANSSEN, A.-M., FRAHM, J.-P. & GEHRMANN, J. 2007: Auswirkungen unterschiedlicher Stickstoffdepositionsformen auf epiphytische Flechten. – Immissionsschutzdigital.de. **03/2007**: 110-115.
- JOHN, A. & HUHLSBUSCH, T. 2006: Diffuse Verkehrsemissionen und Feinstaub-Immissionen. – VDI-Berichte **1953**: 47-57.
- KIRSCHBAUM, U. & WIRTH, V. 2010: Flechten erkennen - Umwelt bewerten. – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- LANGMANN, U., MADL, P., TÜRK, R., HOFMANN, W. & BRUNAUER, G. 2014: Sensitivity of lichens to diesel exhaust under laboratory conditions. – J. Environ. Prot. **5(13)**: 1331-1341.
- LfU - Bayerisches Landesamt für Umwelt 2020: Langzeitverläufe der Schadstoffbelastung an den bayerischen LÜB-Messstationen, Stickstoffdioxid (NO₂). – LfU, Augsburg.

- MADL, P., HEINZELMANN, E., HOFMANN, W. & TÜRK, R. 2010: Motorway exhaust aerosols and their effects on epiphytic lichen populations. – *Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft/Air Quality Control* **4**: 147-153.
- MASUCH, G. 1993: *Biologie der Flechten*. – Quelle & Meyer, Heidelberg, 411 S.
- MAYER, W., PFEFFERKORN-DELLALI, V., TÜRK, R., DULLINGER, S., MIRTLE, M. & DIRNBÖCK, T. 2013: Significant decrease in epiphytic lichen diversity in a remote area in the European Alps, Austria. – *Basic Appl. Ecol.* **14**: 396-403.
- MUNZI, S., CRUZ, C., BRANQUINHO, C., PINHO, P., LEITH, I.D. & SHEPPARD, L.J. 2014: Can ammonia tolerance amongst lichen functional groups be explained by physiological responses? – *Environ. Pollut.* **187**: 206-209.
- NASH, T. H., III (Hrsg.) 2008: *Lichen biology*. 2. Aufl. – Cambridge University Press, 502 S.
- OLSEN, H.B., BERTHELSEN, K., ANDERSEN, H.V. & SØCHTING, U. 2010: *Xanthoria parietina* as a monitor of ground-level ambient ammonia concentrations. – *Environ. Pollut.* **158**: 455-461.
- REHMER, C. & LUCKMANN, J. 2018: Flächenbindung: Grenzen für Nutztiere. – In: *Fleischatlas 2018 - Daten und Fakten über Tiere als Nahrungsmittel*, S. 20-21.
- REICH, F. 2018: Flechtenkartierung des Stadtgebiets Augsburg. – Masterarbeit, Institut für Geographie, Univ. Augsburg.
- SCHUMACHER, J., JANSSEN, A.-M. & FRAHM, J.-P. 2006: Spiegelt der VDI-Luftgüteindex die Schadstoffbelastung durch NO₂ und SO₂ wider? – *Herzogia* **19**: 205-213.
- StMB - Bayerisches Staatsministerium für Wohnen, Bau und Verkehr 2020: Datenabfrage nach Zählerstellnummer. StMB » BAYSIS » Verkehrsdaten » Straßenverkehrszählung (SVZ) » Datenabfrage » Teilstrecken/Zählstellnummer (Z.nr.): 76319151, 75319151, 76319153, 75319130, 76319428, 76319164, Zeitraum: 1980-2020.
- VAN HERK, C.M., MATHIJSEN-SPIEKMAN, E.A. & DE ZWART, D. 2003: Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. – *The Lichenologist* **35**: 413-415.
- WAHNSIEDLER, E. 1986: Beurteilung der lufthygienischen Situation von Augsburg durch Flechten als Bioindikatoren. – Diplomarbeit, Institut für Geographie, Univ. Augsburg.
- WEIDMÜLLER, R. 1979: Epiphytische Flechtenkartierung Augsburg - Ein Versuch zur Beurteilung der lufthygienischen Verhältnisse. – Diplomarbeit, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, Weihenstephan, TU München.
- WIRTH, V. 2010: Ökologische Zeigerwerte von Flechten - erweiterte und aktualisierte Fassung. – *Herzogia* **23(2)**: 229-248.
- WIRTH, V. & KIRSCHBAUM, U. 2014: *Flechten einfach bestimmen*. Ein zuverlässiger Führer zu den häufigsten Arten Mitteleuropas. – Quelle & Meyer, Wiebelsheim.