

Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2018

**Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der
Tier- und Pflanzenwelt**

März 2019

Ulf Schmitz, Norbert Stapper, Michael Stevens, Ludger Wirooms, Olaf Diestelhorst, Joachim Busch

Auftraggeber:

Umweltamt der Stadt Düsseldorf
Brinckmannstr. 7
40225 Düsseldorf
in Kooperation mit der Unteren
Naturschutzbehörde,
Garten-, Friedhofs- und Forstamt
Kaiserswerther Str. 390
40474 Düsseldorf

Projekträgerschaft:

Biologische Station Haus Bürgel
Stadt Düsseldorf • Kreis Mettmann e.V.
Elke Löpke, Holger Pieren
Urdenbacher Weg
40789 Monheim am Rhein
Tel. 0211 – 99 61 212
info@biostation-D-ME.de
www.biostation-D-ME.de

Wissenschaftliche Leitung:

Dr. Ulf Schmitz
Ökologische Landschaftsanalyse
und Naturschutzplanung
Lise-Meitner-Str. 71
40591 Düsseldorf
Tel. 0211 – 75 02 10
mail@ulfschmitz.de
www.ulfschmitz.de

Inhalt

1	Einleitung und Gesamtkonzept	3
2	Flechten	16
3	Farn- und Blütenpflanzen	48
4	Heuschrecken	77
5	Libellen	113
6	Schmetterlinge	135
7	Stechmücken	165
8	Vögel	172
9	Danksagung und Urheberrechte	229
10	Zusammenfassung	230

1 Einleitung und Gesamtkonzept

Ulf Schmitz

Für das Vorkommen von Pflanzen- und Tierarten ist das Klima ein entscheidender Faktor für ihr Überleben und damit auch für die Ausbildung ihrer Areale. Veränderungen im Klima können daher nicht ohne Folgen für die Tier- und Pflanzenwelt bleiben. Die bereits bestehenden Auswirkungen des globalen Klimawandels auf die Biodiversität werden sich in den kommenden Jahrzehnten voraussichtlich weiter steigern (siehe z. B. WALTHER et al. 2002, PARMESAN 2006, POMPE et al. 2009). Zu diesen Änderungen gehören Arealverschiebungen in Richtung höherer Breitengrade und größerer Höhen über dem Meeresspiegel (HILL et al. 2011), die verstärkte Ermöglichung von biologischen Invasionen (DUKES & MOONEY 1999, WALTHER 2000, SALA et al. 2000, KOWARIK 2010) und ein Verlust an biologischer Vielfalt (THOMAS et al. 2004). Dabei ist nicht nur ein Artensterben, sondern auch ein Verlust an Biodiversität unterhalb der Artenebene zu verzeichnen (BÁLINT et al. 2011).

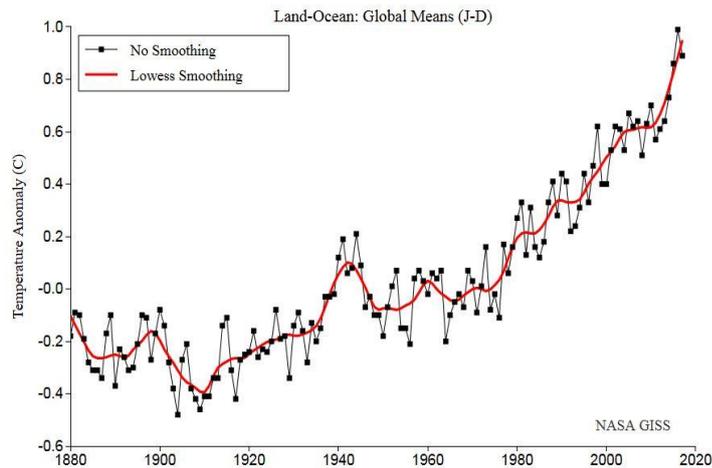


Abb. 1/1: Globaltemperatur seit 1850. Dargestellt als Abweichung von der Referenzperiode 1951-1980 (°C). Land- und Wasserflächen kombiniert. Jahresmittel ohne Glättung schwarz. Trendlinie gleitender Durchschnitt fünf Jahre rot. Grafik NASA (2019).

Die bereits bestehenden Auswirkungen des globalen Klimawandels auf die Biodiversität werden sich in den kommenden Jahrzehnten voraussichtlich weiter steigern (siehe z. B. WALTHER et al. 2002, PARMESAN 2006, POMPE et al. 2009). Zu diesen Änderungen gehören Arealverschiebungen in Richtung höherer Breitengrade und größerer Höhen über dem Meeresspiegel (HILL et al. 2011), die verstärkte Ermöglichung von biologischen Invasionen (DUKES & MOONEY 1999, WALTHER 2000, SALA et al. 2000, KOWARIK 2010) und ein Verlust an biologischer Vielfalt (THOMAS et al. 2004). Dabei ist nicht nur ein Artensterben, sondern auch ein Verlust an Biodiversität unterhalb der Artenebene zu verzeichnen (BÁLINT et al. 2011).

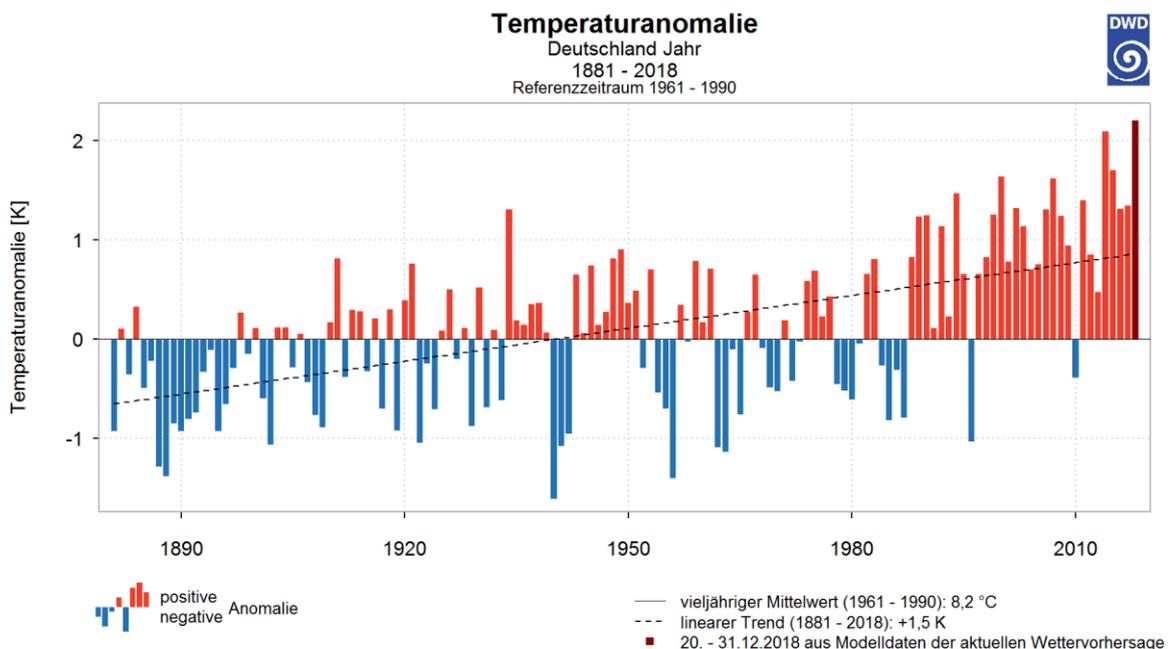


Abb. 1/2: Abweichungen der Jahresmitteltemperatur in Deutschland 1881 bis 2018. Das Jahr 2018 war das wärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen (DWD 2019c).

Die weltweiten Durchschnittstemperaturen sind bereits deutlich angestiegen (Abb. 1/1). Neun der zehn wärmsten Jahre traten nach der Jahrtausendwende auf. Dabei war das Jahr 2018 global das viertwärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen 1880. Wärmer waren nur noch die Jahre 2015, 2016 und 2017 (COPERNICUS CLIMATE CHANGE SERVICE 2018).

In Deutschland und Europa war 2018 sogar das wärmste Jahr seit Aufzeichnungsbeginn 1881 (Abb. 1/2, DWD 2019c). Von den zwanzig wärmsten Jahren in Deutschland seit Beginn der Aufzeichnungen (1881-2017) lag nur ein Jahr (1934) vor den späten 1980er Jahren, zwölf lagen nach der Jahrtausendwende (Abb. 1/2, DWD 2019c). Die Mitteltemperatur lag im Jahr 2018 mit 10,4 °C 2,2 Grad über dem vieljährigen Deutschlandmittel 1961-1990 und knapp vor dem bisher wärmsten Jahr 2014 mit 10,3 Grad Celsius. Damit fallen acht der neun wärmsten Jahre seit 1881 in das 21. Jahrhundert. (Abb. 1/2, DWD 2019c). Mit etwa 2020 Stunden registrierte der DWD das sonnenscheinreichste Jahr seit Beginn von Aufzeichnungen 1951. Gleichzeitig war es eines der drei trockensten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen 1881 (DWD 2019c).

Im Zeitraum 1881-2017 war für Deutschland ebenso wie für Nordrhein-Westfalen eine deutliche Zunahme der Jahresmitteltemperatur um weit über 1 °C zu beobachten. Davon war ein überdurchschnittlich steiler Anstieg in den letzten 30 Jahren dieses Zeitraums zu verzeichnen (DWD 2019a, Abb. 1/3).

Nordrhein-Westfalen übertraf 2018 bei der Temperatur den bisherigen Rekord von 2014 und zeigte im Vergleich zu den Mittelwerten der Referenzperiode (in Klammern) eine durchschnittliche Temperatur von 11,0 °C (9,0 °C). Bei gut 605 l/m² (875 l/m²) war es extrem trocken, und die Sonne schien mit etwa 1930 Stunden (1440 Stunden) überdurchschnittlich viel (Abb. 1/3, DWD 2019c). In NRW macht sich der Klimawandel unter anderem durch eine deutliche Verlängerung der Vegetationsperiode bemerkbar, die sich vor allem in einer Verlängerung der phänologischen Herbstphase zeigt (BREYER et al. 2016).

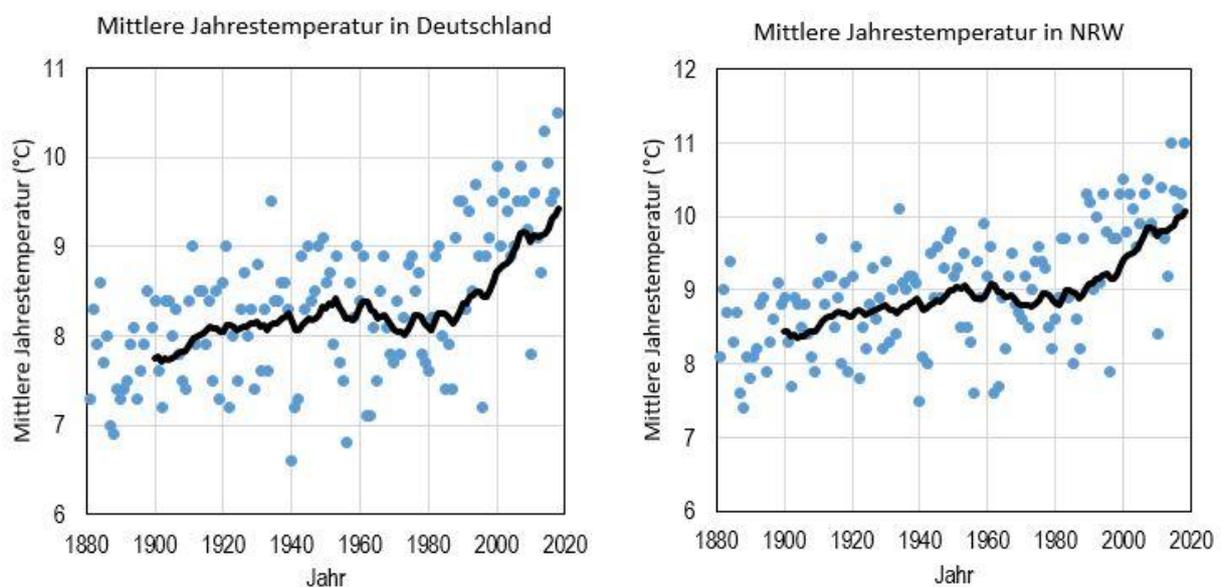


Abb. 1/3: Mittlere Jahrestemperatur in Deutschland und Nordrhein-Westfalen seit Beginn der Aufzeichnungen (1881-2018). Grafiken erstellt auf Basis von Daten des DWD (2019a), Trendlinie gleitender Durchschnitt 20 Jahre.

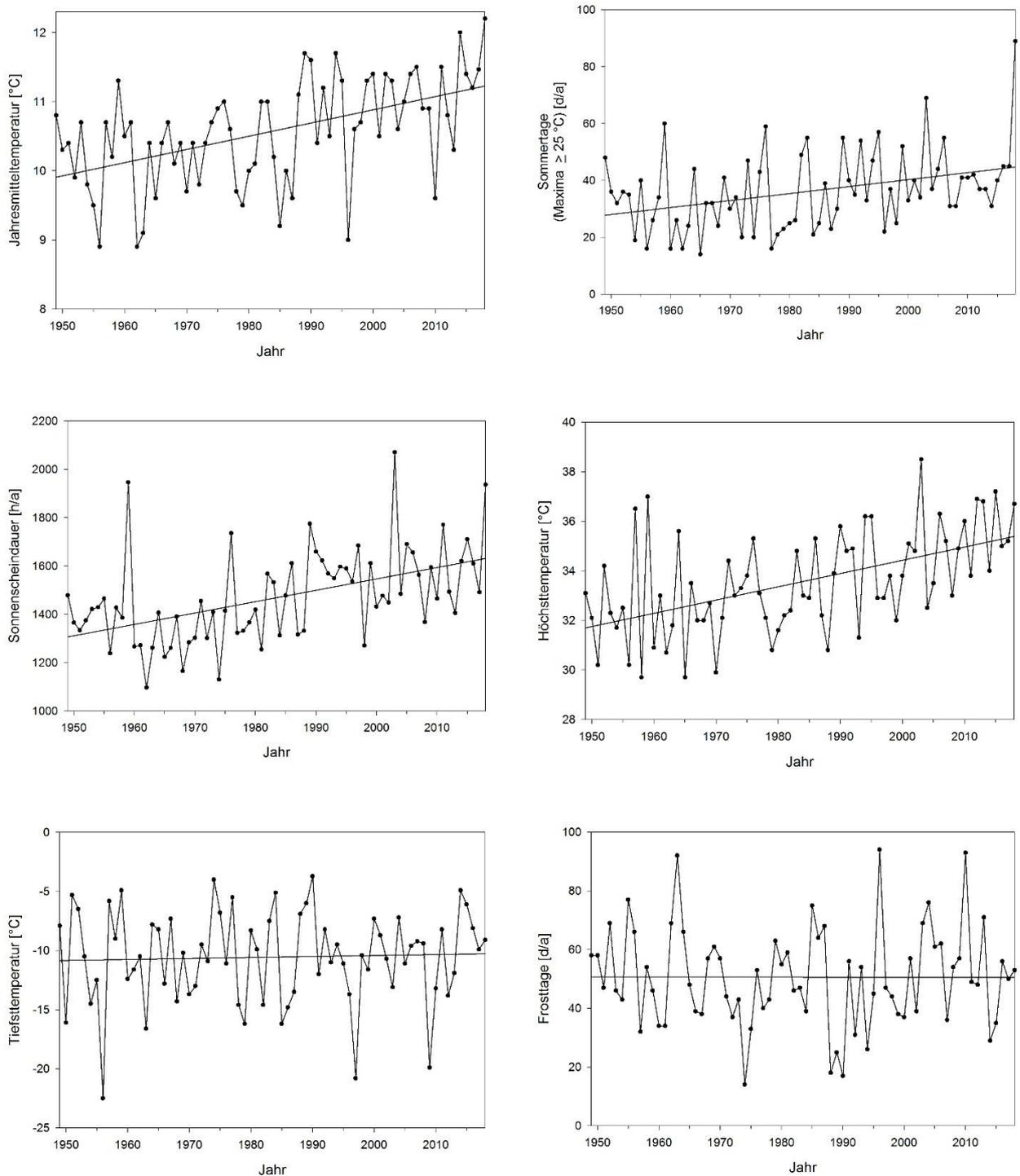


Abb. 1/4: Klimawandel in Düsseldorf 1949-2018: Deutlich angestiegen sind die Jahresmitteltemperatur, die Zahl der Sommerstage ($\geq 25\text{ }^{\circ}\text{C}$), die Sonnenscheindauer und die Jahreshöchsttemperaturen, während die Tiefsttemperaturen und die Zahl der Frosttage sich kaum verändert haben. Die Grafiken wurden erstellt auf der Basis von Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2019b).

Eine langfristige Erwärmung des Klimas ist auch in Düsseldorf deutlich zu erkennen (Abb. 1/4). Laut Daten des DWD (2019b) ist in Düsseldorf die Jahresmitteltemperatur von 1949 bis 2018 um 1,3 °C angestiegen (bezogen auf die lineare Trendlinie), und es gibt inzwischen ca. 17 Sommertage (Tage mit Temperaturen ab 25 °C) pro Jahr und über 325 Sonnenstunden pro Jahr mehr als noch zur Mitte des 20. Jahrhunderts. Auch bei den Jahreshöchsttemperaturen ist seitdem ein Anstieg um 3,6 °C zu verzeichnen. Die Jahrestiefsttemperatur und die Zahl der Frosttage haben sich im selben Zeitraum dagegen kaum geändert (Abb. 1/4, DWD 2017b). Es gibt inzwischen also deutlich wärmere Sommer in der Region, bei den Wintertemperaturen ist im Moment allerdings noch keine eindeutige Entwicklung zu belegen. Nachdem die meisten Prognosen im Zusammenhang mit dem Klimawandel bislang immer mildere Winter vorhergesagt hatten, gibt es auch einzelne Prognosen, die aussagen, dass die mitteleuropäischen Winter als Folge der Erderwärmung durchaus kälter werden könnten, was die Ursache in geringerer Eisbedeckung und dadurch bedingte größere winterliche Wärmeabstrahlung des arktischen Meeres habe (LANUV 2010).

Im Hinblick auf die Vegetationsperiode zeigen Auswertungen des DWD, dass in Deutschland für den Zeitpunkt Ende April die Bodentemperatur von 1962 bis 2012 im Mittel um 5 Grad auf 16 °C zugenommen hat, und es wird damit gerechnet, dass sich dieser Trend fortsetzt (DWD 2013). Viele Pflanzen wachsen deshalb früher. Der Vegetationsbeginn gemittelt über verschiedene Pflanzenarten findet heute etwa sieben Tage früher statt als noch vor 50 Jahren. Im Jahr 2100 könnte er laut DWD (2013) im Vergleich zu den 1960er Jahren sogar drei Wochen früher beginnen.

Zur Vorhersage der zukünftigen Klimaentwicklung in NRW wurden Szenarien entwickelt, die die voraussichtlichen Temperatur- und Niederschlagsänderungen bis 2055 darstellen (GERSTENGARBE et al. 2004, SPEKAT 2006, MUNLV 2007, KROPP et al. 2009, Abb. 1/5-1/6). Dabei wird ein voraussichtlicher Anstieg der Jahresmitteltemperatur in NRW um bis zu 1,9 °C bis zum Zeitraum 2046-2055 und eine Verschiebung der Niederschläge in die Wintermonate prognostiziert. Für Nordrhein-Westfalen wurden Anpassungsstrategien für Wasserwirtschaft, Naturschutz, Land- und Forstwirtschaft erarbeitet (MUNLV 2007, 2009). Vom Institut für Landschaftsökologie der Universität Münster wurde eine Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten sowie für FFH-Lebensraumtypen in Nordrhein-Westfalen durchgeführt und Anpassungsstrategien für ausgewählte Arten

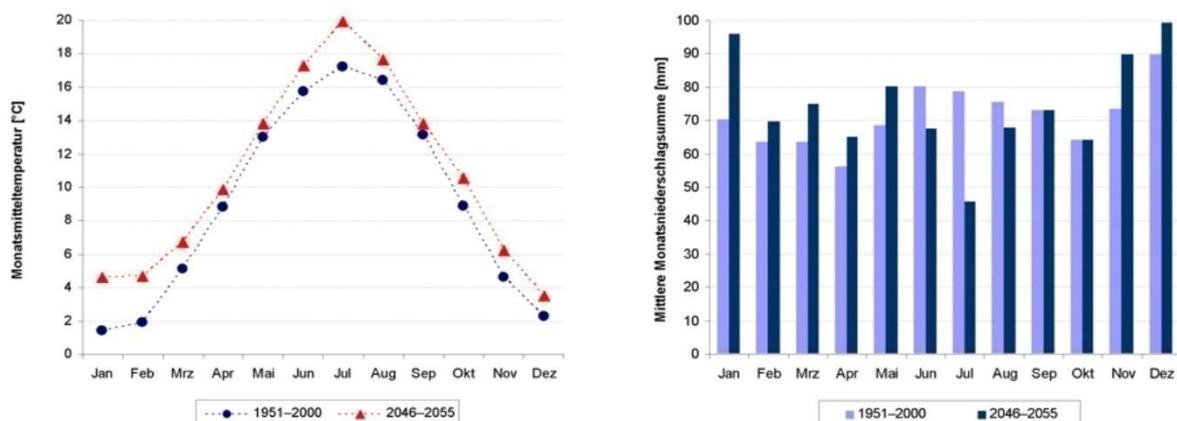


Abb. 1/5: Szenario für den Anstieg der Monatsmitteltemperaturen (links) und für die Veränderungen der Monatsniederschläge (rechts) in Nordrhein-Westfalen. Vergleich des Referenzzeitraums 1951 - 2000 mit der Szenario-Dekade 2046 - 2055

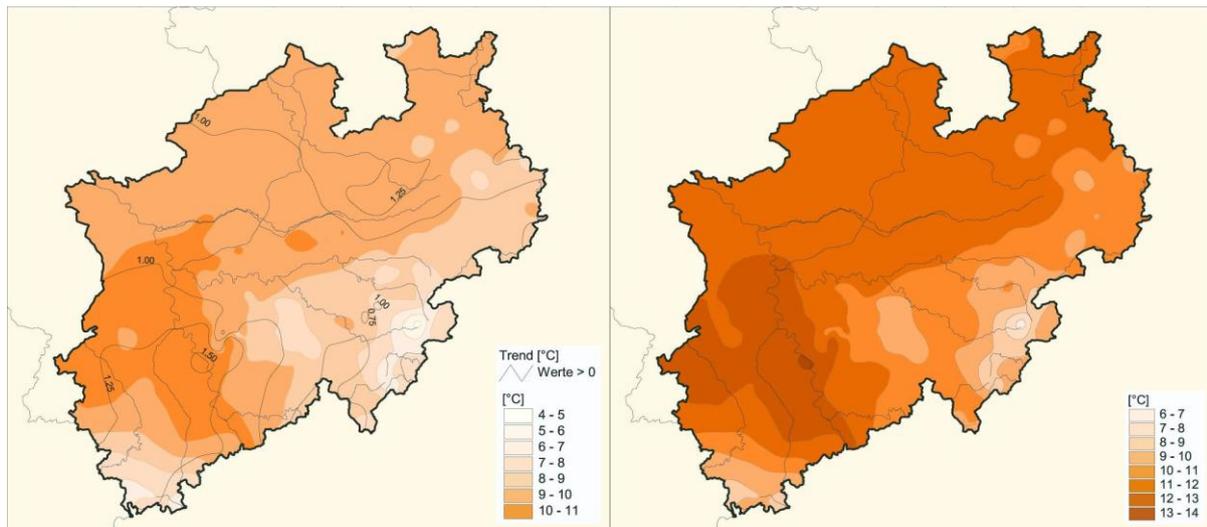


Abb. 1/6: Jahresmittel der Lufttemperatur 1951-2000 links und im Szenario 2046-2055 rechts (Daten aus MUNLV 2007).

erarbeitet (BEHRENS et al. 2009a-d). Auch für Düsseldorf wurde im Rahmen des Klimaanpassungskonzeptes KAKDUS (STADT DÜSSELDORF 2017) die voraussichtliche Klimaentwicklung auf Basis von Klima-projektionen bis zum Ende des 21. Jahrhunderts modelliert (DWD 2017).

Für die Vorhersage der Klimaentwicklung in einzelnen Schutzgebieten hat das Potsdam Institut für Klimafolgenforschung PIK eine Internet-Plattform errichtet, von der prognostizierte Klimadaten und Klimadiagramme der jeweiligen Schutzgebiete in Deutschland für je ein feuchtes und ein trockenes Szenario abgerufen werden können. So wird z. B. für das Gebiet Urdenbacher Kämme – Kirberger Loch – Zonser Grind bei einem Vergleich der Referenzperiode 1961-1990 mit der Prognose für 2026-2055 eine Reduzierung der Zahl der jährlichen Frosttage von 38 auf 16 und ein Anstieg der Zahl der jährlichen Sommertage von 31 auf 54 (feuchtes Szenario) bzw. auf 62 (trockenes Szenario) vorhergesagt. Die Durchschnittstemperatur wird zwischen 1,5 und 3 °C ansteigen bei einer Verringerung der Sommer- und einer Verstärkung der Winterniederschläge (Abb. 1/7, PIK 2010).

Wie sich die schon jetzt abzeichnende Klimaänderung auf die Artenvielfalt auswirken wird, ist noch nicht genau abzusehen. Über den Klimawandel hinaus wirkt eine Vielzahl von Faktoren auf die Verbreitungsgebiete und Bestandsentwicklungen der Organismen. Das bedeutet, dass im komplexen Naturhaushalt niemals nur ein einzelner Faktor eine Verbreitung bestimmt oder für die Veränderung von Arealen verantwortlich ist. Generell hat in NRW in den vergangenen 200 Jahren ein extremer Landschaftswandel stattgefunden: Land- und Forstwirtschaft wurden industrialisiert, Siedlungsräume verdichtet und ausgeweitet, Grundwasserabsenkungen, Oberflächenversiegelung und andere Eingriffe veränderten das Abflussregime und ein enormer Nährstoffeintrag gelangte über die Atmosphäre in die Lebensräume (BURGGRAFF 2000, LWL & LVR 2007). Viele dieser Einflüsse auf die Landschaft halten nach wie vor an oder werden aktuell sogar noch stärker. Landschafts- und Klimawandel sind darüber hinaus eng miteinander verwoben (MUNLV 2007). Zusammen haben Klimawandel und sonstige Lebensraumveränderungen grundlegende Auswirkungen auf die Tier- und Pflanzenwelt.

Die Veränderungen der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse sowie die zunehmende Häufigkeit von Extremereignissen haben einen direkten Einfluss auf Jahresrhythmus, Verhalten, Fortpflanzung,

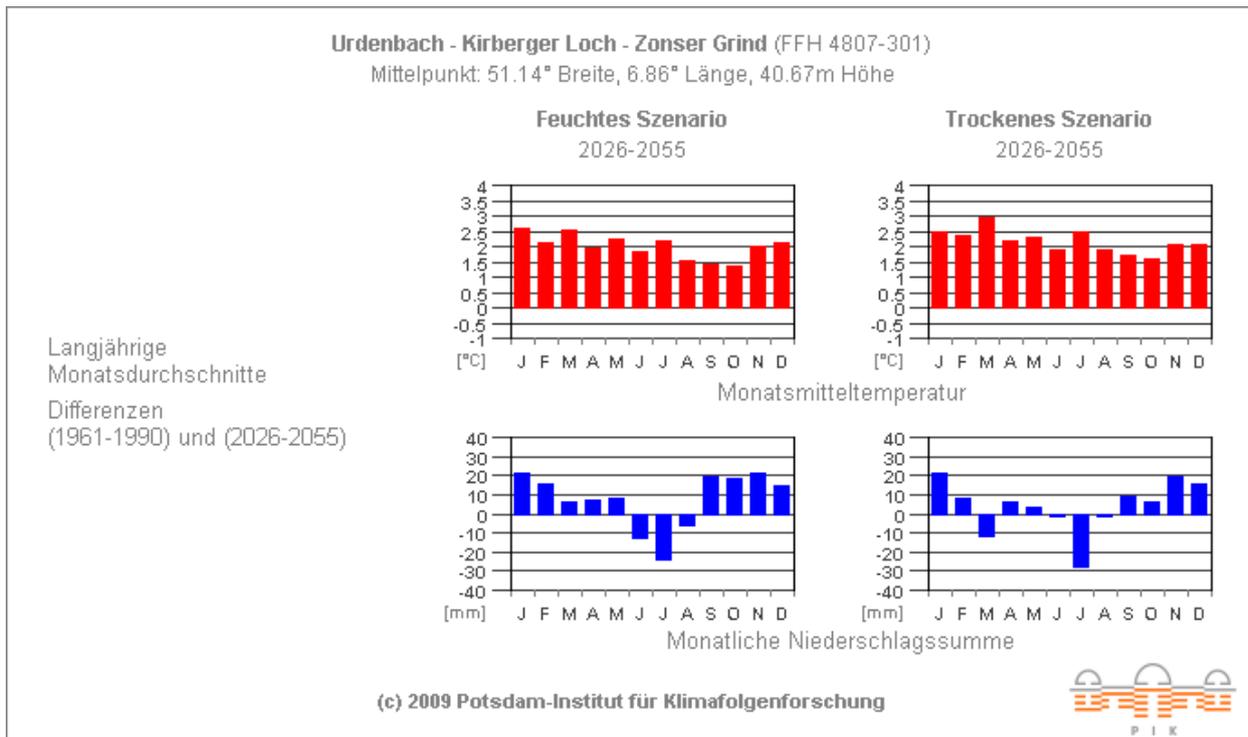


Abb. 1/7: Prognose der Klimaänderungen im Gebiet Urdenbacher Kämme – Kirberger Loch – Zonser Grind. Grafik: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung PIK (2010).

Konkurrenzfähigkeit und Nahrungsbeziehung von Arten (GENSSLER et al. 2010). Dies führt zu Arealverschiebungen von Arten und Ökosystemen (z. B. THOMAS et al. 2001, WALTHER et al. 2005, POMPE et al. 2009). Betroffen sind besonders Arten mit einem engen ökologischen Toleranzbereich, insbesondere Kälte- und Feuchtigkeit liebende Arten, sowie Arten mit eingeschränkter Migrationsfähigkeit. Auf ökosystemarer Ebene gelten Gewässer, Feuchtgebiete und Waldökosysteme als besonders anfällig (MUNLV 2007, 2009).

Unter dem Titel "Die Schöpfung bewahren – 30 Initiativen für den Klimaschutz in Düsseldorf" hat die Stadt Düsseldorf ein umfangreiches Klimaschutzprogramm für die Landeshauptstadt ins Leben gerufen (STADT DÜSSELDORF 2008). Das Programm setzt vorrangig auf Energieeinsparung, Optimierung der Energieeffizienz und den Ausbau der erneuerbaren Energien. Im Rahmen dieser Initiative wurde im Jahr 2008 auch das hier vorliegende Projekt zum Monitoring der Folgen des Klimawandels für die Pflanzen- und Tierwelt in die Wege geleitet. Kern dieses Projektes ist die langfristige Beobachtung von klimabedingten Veränderungen der Artzusammensetzung und Bestandsveränderungen ausgewählter Organismengruppen. Eine langfristige Laufzeit des Projektes ist dabei vorgesehen.

Für die Auswahl der zu untersuchenden Tier- und Pflanzengruppen wurden die folgenden Kriterien zu Grunde gelegt:

1. Die entsprechende Organismengruppe sollte möglichst Arten umfassen, die unmittelbar auf eine Erwärmung des Klimas reagieren (und nicht erst auf sekundäre Folgen des Temperaturanstiegs wie Änderungen des Wasserhaushaltes oder Nutzungsänderungen).
2. Es sollten thermophile und thermophobe Arten in den noch festzulegenden Untersuchungsgebieten vorhanden sein oder potenziell vorkommen können.

3. Es sollten im Idealfall bereits Erfahrungen im Biomonitoring mit dieser Organismengruppe zur Verfügung stehen.
4. Das Vorhandensein bereits erhobener Daten im Raum Düsseldorf wurde als Pluspunkt gewertet.
5. Es sollten hinreichend Bearbeiter für die zu untersuchende Gruppe zur Verfügung stehen, das heißt der Wegfall eines Bearbeiters darf nicht zum Abbruch des Biomonitorings führen.
6. Wenn die zu bearbeitende Gruppe auch Nichtexperten oder sogar einer breiteren Bevölkerungsschicht etwas sagen oder vermitteln kann, so wird dies als Pluspunkt gewertet.
7. Die Artenzahl innerhalb der Gruppe sollte groß genug sein, um die Effekte von Zufälligkeiten auszugleichen.
8. Die Arten der zu bearbeitenden Gruppe sollten nicht zu selten sein, um Zufälligkeiten auszuschließen und um Gefährdungen für diese Gruppe auszuschließen.

Auf Grundlage dieser Auswahlkriterien wurden die folgenden sieben für ein Klimamonitoring besonders geeigneten Tier- und Pflanzengruppen ausgewählt:

- Flechten
- Farn- und Blütenpflanzen (=Gefäßpflanzen)
- Heuschrecken
- Libellen
- Schmetterlinge
- Stechmücken
- Vögel

Bei diesen Gruppen werden in jährlichem Turnus in ausgewählten Untersuchungsgebieten Bestandserhebungen durchgeführt. Aufgrund der zu Beginn des Projektes bereits stark fortgeschrittenen Jahreszeit, wurden im Jahr 2008 nur bei den Flechten und Gefäßpflanzen Geländeerhebungen durchgeführt (SCHMITZ et al. 2009), für die Heuschrecken, Libellen, Schmetterlinge und Vögel begannen die jährlichen Monitoringuntersuchungen im Jahr 2009 (SCHMITZ et al. 2010a-2017). Seit dem Jahr 2018 werden zusätzlich die Stechmücken untersucht.

Bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete war Voraussetzung, dass die Flächen abgesehen von klimatischen Änderungen möglichst keinen weiteren Veränderungen wie z. B. Nutzungsänderungen oder Sukzession unterworfen sein sollen. Um das klimatische Spektrum Düsseldorfs abzudecken, wurde nach Möglichkeit jeweils ein Teil der Untersuchungsflächen in den Wärme begünstigten Tieflagen der Rheinebene ausgewählt, andere Flächen wurden in eher kühlen Gebieten im Hügelland im Osten Düsseldorfs ausgewählt. Einen Überblick über die Lage der Untersuchungsgebiete gibt Abb. 1/8. Einzelheiten zu den jeweiligen Untersuchungsgebieten finden sich in den einzelnen Kapiteln der Tier- und Pflanzengruppen.

Beim Monitoring der Folgen des Klimawandels ist es sehr wichtig, vor einem regelmäßigen und langfristigen Horizont zu arbeiten. Nur so können jährliche und jahreszeitliche Einflüsse von Witterungsschwankungen herausgefiltert und von tatsächlichen Einflüssen des Klimawandels unterschieden werden. Eine langjährige Durchführung des Projektes ist daher die Voraussetzung zur Lieferung profunder Untersuchungsergebnisse.

Im Kreis Mettmann wurde ein dem Düsseldorfer Projekt vergleichbares Klimafolgenmonitoring im Jahr 2009 ins Leben gerufen, bei dem die Untersuchungen allerdings nicht im jährlichen Turnus wie in Düsseldorf, sondern in größeren Abständen stattfinden (SCHMITZ et al. 2010b, 2011b, 2014b, 2018).

Die Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen können als wissenschaftliche Grundlage zur Erarbeitung von zukünftigen Maßnahmen dienen, welche die Abmilderung der negativen Folgen des Klimawandels auf die Tier- und Pflanzenwelt zum Ziel haben.

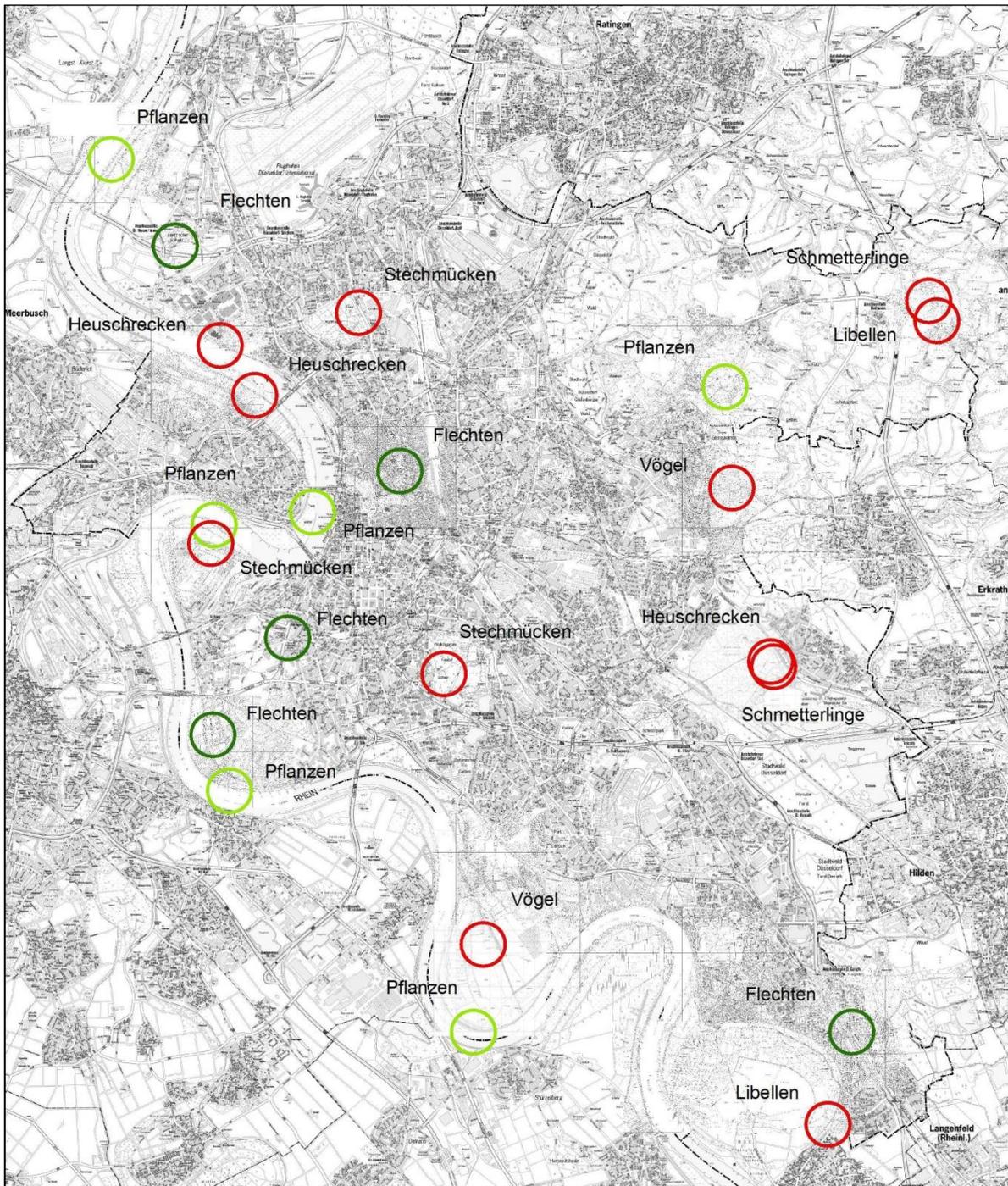


Abb. 1/8: Übersicht über die Untersuchungsgebiete des Düsseldorfer Klimafolgenmonitorings. Einzelheiten und genaue Abgrenzungen der Gebiete finden sich in den einzelnen Kapiteln der entsprechenden Tier- und Pflanzengruppen.

Literatur

- BÁLINT, M., S. DOMISCH, C. H. M. ENGELHARDT, P. HAASE, S. LEHRIAN, J. SAUER, K. THEISSINGER, S. U. PAULS & C. NOWAK (2011): Cryptic biodiversity loss linked to global climate change. *Nature Climate Change*: 313-318.
- BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009a): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 288 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_1.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).
- BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009b): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 2: zweiter Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Wirkprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 364 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_2.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).
- BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009c): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 3: Vorschläge für eine Anpassungsstrategie. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 101 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_3.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).
- BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009d): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 4: Zusammenfassung. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 105 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_4.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).
- BREYER, P., G. GEHRMANN, A. HÄDICKE, S. HÖKE, H. KÖNIG, W. LUTZ, C. MICHELS, N. MÜLLER, M. PETRAK, C. SEIDESTÜCKER, J. WERKING-RADTKE, I. STEPELMANN, C. ZIEGLER (2016): Klimawandel und Klimafolgen in Nordrhein-Westfalen. Ergebnisse aus den Monitoringprogrammen 2016. LANUV-Fachbericht 74, 103 S., https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_commercedownloads/fabe74_01.pdf (aufgerufen am 27.01.2016).
- BURGGRAFF, P. (2000): Fachgutachten zur Kulturlandschaftspflege in Nordrhein-Westfalen. Mit einem Beitrag zum GIS-Kulturlandschaftskataster von R. PLÖGER. *Siedlung und Landschaft in Westfalen* 27, Münster, 322 S.
- DUKES, J. S. & MOONEY, H. A. (1999): Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution* 14 (4): 135-139.

- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2013): Vegetationsbeginn findet immer früher statt – Ausreichende Niederschläge sind immer ungleicher verteilt. <http://www.dwd.de> > Klima+Umwelt > Klimawandel (aufgerufen am 10.01.2013).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2017): Klima und Klimaentwicklung bis Ende des Jahrhunderts, basierend auf Klimaprojektionen für Düsseldorf. Gutachten des DWD – Abteilung Klima- und Umweltberatung im Auftrag der Landeshauptstadt Düsseldorf im Rahmen des Klimaanpassungskonzeptes (KAKDUS), 41 S.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2019a): Klimadaten online <http://www.dwd.de> > Klima + Umwelt > CDC (Climate Data Center) > Zugang CDC FTP-Server, ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/regional_averages_DE/annual/air_temperature_mean/ > [regional_averages_tm_year.txt](ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/regional_averages_DE/annual/air_temperature_mean/regional_averages_tm_year.txt) (aufgerufen am 10.01.2019).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2019b): Klimadaten online <http://www.dwd.de> > Klima + Umwelt > CDC (Climate Data Center) > Zugang CDC FTP-Server ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/recent/ > [tageswerte_KL_01078_akt.zip](ftp://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/observations_germany/climate/daily/kl/recent/tageswerte_KL_01078_akt.zip) (aufgerufen am 09.01.2019).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2019c): Deutschlandwetter im Jahr 2018. Pressemitteilung des DWD vom 28.12.2018. 2018 – ein außergewöhnliches Wetterjahr mit vielen Rekorden. https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2018/20181228_deutschlandwetter_jahr2018_news.html?nn=16210 (aufgerufen am 25.01.2018).
- GENSSLER, L., HÄDICKE, A., HÜBNER, T., JACOB, S., KÖNIG, H., MEHLIG, B., MICHELS, C., NEUMANN, P., ROSENBAUM-MERTENS, J., SEIDENSTÜCKER, C., STRÄTER, E., STRAUB, W., WERKING-RADTKE, J. & KOCH, C. (2010): Klima und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen – Daten und Hintergründe. LANUV-Fachbericht 27, 57 S.
- GERSTENGARBE, F. W., WERNER, P. C & HAUF, Y. (2004): Erstellung regionaler Klimaszenarien für Nordrhein-Westfalen; erstellt durch die Fa. BRUECKE Potsdam GbR im Auftrag der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen http://www.lanuv.nrw.de/klima/klima_veroeffentlichungen.htm (aufgerufen am 30.01.2009).
- HILL, J. K., GRIFFITHS, H. M. & THOMAS, C. D. (2011): Climate change and evolutionary adaptations at species' range margins. *Annu. Rev. Entomol.* 56, 143–159.
- KOWARIK, I. (2010): Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. 2. Aufl., 492 S., Stuttgart (Ulmer).
- KROPP, J., HOLSTEN, A., LISSNER, T., ROITHMEIER, O., HATTERMANN, F., HUANG, S., ROCK, J., WECHSUNG, F., LÜTTGER, A., POMPE, S., KÜHN, I., COSTA, L., STEINHÄUSER, M., WALTHER, C., KLAUS, M., RITCHIE, S., METZGER, M. (2009): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen - Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren. Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MUNLV). 279 S.
- LANUV (2010): Erderwärmung könnte Winter kälter machen. *Natur in NRW* 4/2010: 4-5.

- LWL (Landschaftsverband Westfalen-Lippe) & LVR (Landschaftsverband Rheinland) (Hrsg.) (2007): Erhaltende Kulturlandschaftsentwicklung in Nordrhein-Westfalen. Kulturlandschaftlicher Fachbeitrag zur Landesplanung in Nordrhein-Westfalen. Münster 124 S. 1 CD-ROM.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2007): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen – Wege zu einer Anpassungsstrategie. http://www.lanuv.nrw.de/klima/pdf/klimawandel_anpassungsstrategie.pdf, 36 S. (aufgerufen am 17.02.2010)
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2009): Anpassung an den Klimawandel – Eine Strategie für Nordrhein-Westfalen. http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/Teil1_Klimawandel_Strategie.pdf, 168 S. (aufgerufen am 25.01.2010).
- NASA (NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION) (2019): GISS Temperature Surface Analysis <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs/customize.html> (aufgerufen am 11.01.2019).
- NOAA (2018): National Oceanic and Atmospheric Administration. Global Climate Report – Annual 2017. <https://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/201713> (aufgerufen am 25.01.2018).
- PARMESAN, C. (2006): Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 37: 637-669.
- PIK (Potsdam Institut für Klimafolgenforschung) (2010): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete: Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf. <http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/Duesseldorf.html> (aufgerufen am 07.11.2012).
- POMPE, S., BERGER, S., WALTHER, G.R., BADECK, F., HANSPACH, J., SATTLER, S., KLOTZ, S., KÜHN, I. (2009): Mögliche Konsequenzen des Klimawandels für Pflanzenareale in Deutschland. Natur und Landschaft 84(2): 2-7.
- SALA, O. E. et al. (2000): Biodiversity – Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287, 1770-1774.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A., LEISTEN, A. (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentlichtes Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2010a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der ULB, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 132 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2010b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante

Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 127 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2011a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der ULB, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 134 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2011b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 134 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2012): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2011. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 154 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2013): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2012. 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, 149 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2014a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2013. 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, 164 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2014b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 156 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2015): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2014. 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, 188 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2016): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2015. 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, 192 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2017): 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, 186 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & BUSCH, J. (2018a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2017. 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 Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 205 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, H. & BUSCH, J. (2018b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der UNB Kreis Mettmann, 159 S.
- SPEKAT, A., GERSTENGARBE, F.-W., KREIENKAMP, F. & WERNER, P. C. (2006): Fortschreibung der Klimaszenarien für Nordrhein-Westfalen. http://www.lanuv.nrw.de/klima/pdf/NRW_2006.pdf (aufgerufen am 17.02.2010).
- STADT DÜSSELDORF (2008): "Die Schöpfung bewahren – 30 Initiativen für den Klimaschutz in Düsseldorf" <http://www.duesseldorf.de/umweltamt/download/klimaschutz/klimaprogramm.pdf> (aufgerufen am 17.02.2010).
- STADT DÜSSELDORF (2017): Klimaanpassungskonzept für die Landeshauptstadt Düsseldorf (KAKDUS) - <https://www.duesseldorf.de/umweltamt/umweltthemen-von-a-z/klimaschutz/klimaschutz-komplett/klimaanpassung/klimaanpassungskonzept.html> (zuletzt aufgerufen am 23.01.2019).
- THOMAS, C. D., BODSWORTH, E. J., WILSON, R. J., SIMMONS, A. D., DAVIES, Z. G., MUSCHE, M. & CONRADT, L. (2001): Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* 411: 577 - 581.
- THOMAS, C. D., CAMERON, A., GREEN, R., BAKKENES, M., BEAUMONT, L., COLLINGHAM, Y., ERASMUS, B., FERREIRA DE SIQUEIRA, M., GRAINGER, A., HANNAH, L., HUGHES, L., HUNTLEY, B., VAN JAARSVELD, A., MIDGLEY, G., MILES, L., ORTEGA-HUERTA, M., PETERSON, A. T., PHILLIPS, O. & WILLIAMS, S. (2004): Extinction risk from climate change. *Nature* 427, 145-148.
- WALTHER, G.-R. (2000): Climatic forcing on the dispersal of exotic species. *Phytocoenologia* 30: 409-430.
- WALTHER, G.-R., E. POST, P. CONVEY, A. MENZEL, C. PARMESAN, T. J. C. BEEBEE, J. M. FROMENTIN, O. HOEGH-GULDBERG & F. BAIRLEIN (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.
- WALTHER, G.-R., BERGER, S. & SYKES, M. T. (2005): An ecological 'footprint' of climate change. *Proceedings of the Royal Society B* 272: 1427-1432.

2 Flechten

Norbert Stapper

Einleitung

Flechten reagieren 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 direkt aus der Atmosphäre auf und sterben bei zu hoher Belastung ab. Epiphytische Flechten werden nur gering durch den Faktor Boden beeinflusst und deshalb schon lange als biologische Indikatoren für Luftschadstoffe verwendet (NYLANDER 1866, HAWKSWORTH & ROSE 1970). Eine standardisierte Kartierung epiphytischer Flechten ermöglicht hoch aufgelöste zeitliche und räumliche Vergleiche der Flechtenvegetation und damit – im Umkehrschluss – der Lebensbedingungen für diese Organismen im Untersuchungsgebiet (VDI 2005), wobei zwischen sauren und eutrophierenden Luftschadstoffen (VAN HERK 1999), sowie verkehrsbedingten Immissionen differenziert werden kann (VORBECK & WINDISCH 2002, FRANZEN et al. 2002). Welche Flechten langfristig an einem Standort überleben können, wird, abgesehen von Luftschadstoffen, durch das Licht- und Feuchteangebot, den Wechsel von Trocken- und Feuchtperioden und die Temperatur bei aktivem Stoffwechsel mitbestimmt. Aus diesem Grund eignen sich Flechten auch als Indikatoren für Klimaveränderungen und die Einflüsse des Stadtklimas (STAPPER & KRICKE 2004a, b, STAPPER 2012a, STAPPER & JOHN 2013), dessen charakteristischstes Merkmal die innerstädtische Überwärmung ist, mit Ausbildung einer zentralen Wärmeinsel und gegenüber dem Umland geringerer relativer Luftfeuchte und verminderter Taubildung (KUTTLER 1998). Reaktionen der Flechten auf den globalen Klimawandel werden seit etwa 1990 und insbesondere in den gemäßigten Regionen beobachtet (APTROOT et al. 2016). In den Niederlanden (VAN HERK et al. 2002) erholten sich die Rindenflechten rasch mit sinkenden Schwefeldioxidimmissionen, wobei die Auswirkungen hoher Ammoniakbelastungen anhand der Förderung nitrophytischer Arten immer deutlicher erkennbar wurden. Ab 1995 jedoch waren die Veränderungen nicht mehr allein durch die Variable Luftschadstoff erklärbar, weil an warme Standorte adaptierte, ozeanische Flechten rasch häufiger wurden und boreale Arten seltener.

Der Klimawandel hat sich in Nordrhein-Westfalen in den vergangenen Jahrzehnten bereits deutlich mit einem Anstieg der durchschnittlichen Temperaturen bemerkbar gemacht, und ein weiterer Temperaturanstieg wird prognostiziert (siehe Kapitel 1). Um den Zustand bzw. klimatisch bedingte zeitliche Veränderungen der Flechtenflora zu dokumentieren, werden im Rahmen des 2008 aufgelegten Klimafolgenmonitorings der Landeshauptstadt Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2009) die Vorkommen so genannter "Wärmeliebender" Flechten auf nach engen Kriterien ausgewählten Trägerbäumen jährlich aufgenommen, wodurch inzwischen bereits ein umfangreicher Satz gepaarter Daten entstanden ist. Dabei werden die Daten einer immissionsbezogenen Epiphytenkartierung von 2003 (STAPPER & KRICKE 2004a, b) mitverwendet. Eine zusammenfassende Auswertung der Daten seit 2003 unter Berücksichtigung der aktualisierten ökologischen Zeigerwerte für Flechten wurde in Zeitschriften- und Buchbeiträgen sowie auf internationalen Tagungen der Öffentlichkeit vorgestellt (z. B. STAPPER 2012a, STAPPER 2013, STAPPER & JOHN 2015, APTROOT et al. 2016, STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018). Im Vorliegenden werden die Ergebnisse der aktuellen Erhebung von 2018 in Zusammenhang mit den bisher erhobenen Daten dargestellt.

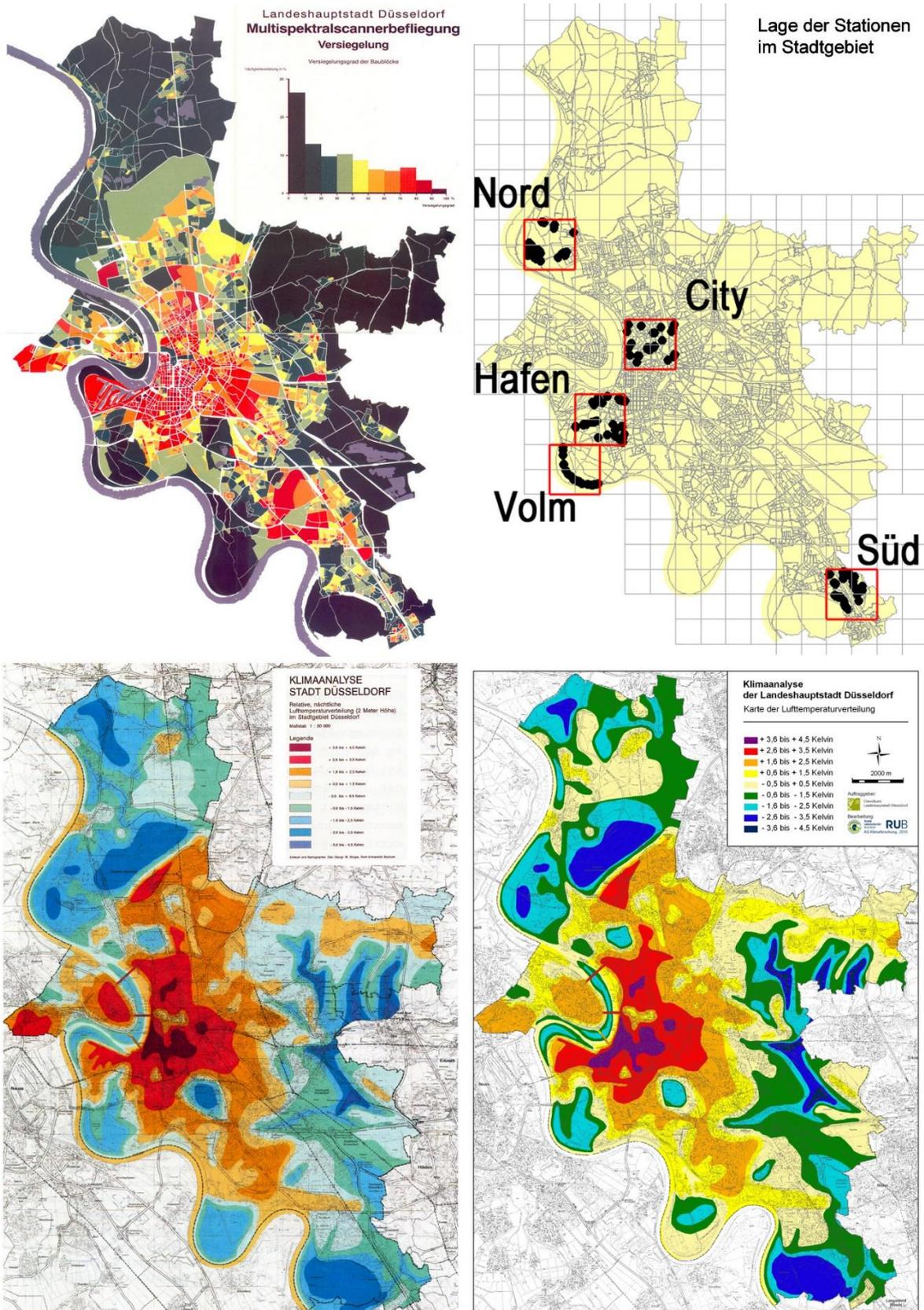


Abb. 2/1: Karte des Untersuchungsgebietes. Versiegelungsgrad, Lage der Messstationen und Karte der Lufttemperaturverteilung in 2 m Messhöhe über dem Boden 1995 und 2010. Die Karten des Versiegelungsgrades und der Temperaturverteilung sind den Klimaanalysen der Stadt Düsseldorf von 1995 bzw. 2010 entnommen (Stadt Düsseldorf 1995, 2012). Die Lage der Messstationen ist durch die roten Quadrate gekennzeichnet, die Verteilung von 176 im Herbst 2018 untersuchten Bäume durch schwarze Punkte.

Im Gegensatz zu Studien, die das Vorkommen von Flechten in Abhängigkeit von der Ortshöhe bzw. der Humidität am Standort zu einem einzigen Zeitpunkt darstellen (CEZANNE et al. 2008, FRAHM & STAPPER 2008), werden hier an jährlich wiederholt aufgesuchten Standorten *zeitliche* Veränderungen der Flechtenflora aufgenommen, um eine biologische Wirkung von *Klimaveränderungen* oder Klimafluktuationen zu erfassen.

Die bislang verwendete Bezeichnung „Wärme liebende“ Flechte ist irreführend. Zwar wurden für die meisten der betreffenden Arten hohe Temperaturzahlen veröffentlicht (WIRTH 2010), jedoch handelt es sich mehrheitlich um Flechtenarten, die aufgrund ihrer atlantischen oder mediterranen Verbreitung wahrscheinlich von z. B. milder gewordenen Wintern profitieren, in denen sie photosynthetisch lange aktiv sein können. Einige von ihnen waren in NRW früher auf die feuchteren Gebirgslagen beschränkt (HEIBEL 1999), wo außerhalb der Frostperioden bei nicht zu hohen Temperaturen wahrscheinlich mehr Gelegenheit zur Photosynthese besteht als im relativ trockeneren Tiefland. Daher wurde für solche Flechtenarten der Begriff „Klimawandelindikator“ oder „Klimawandelzeiger“ eingeführt (STAPPER et al. 2011).

Für die Einstufung von Flechten als Klimawandelindikator werden hier zwei Quellen herangezogen. Das ist zum einen die im Sommer 2017 erschienene Kartierungsrichtlinie VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017), die 45 epiphytische Flechtenarten auflistet. Diese wurden anhand der ökologischen Zeigerwerte von WIRTH (2010) und KIRSCHBAUM & WIRTH (2010) ausgewählt und um bestimmte Arten aus der niederländischen Standardliste der Flechten ergänzt, für die die vorgenannten Autoren keine Zeigerwerte vorgelegt haben, die aber aufgrund ihrer Verbreitung in Europa (APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2011) als Klimawandelindikatoren geeignet erscheinen. Ausgewählt wurden Flechten mit einem Klimawert $KW \geq 6,5$, von denen Arten mit einer hohen Eutrophierungstoleranz ($N > 6$) aufgrund möglicher Interferenzen ausgeschlossen wurden. Der Klimawert (KIRSCHBAUM & WIRTH 2010) wird aus den Zeigerwerten für Kontinentalität und Temperatur K und T berechnet: $KW = (10 - K + T)/2$. Arten mit $KW = 6,5$ wurden nur dann aufgenommen, wenn ihre Feuchtezahl F mindestens 7 beträgt, um den hygrischen Einfluss der Klimaveränderung zu berücksichtigen. Für die VDI-Richtlinie wurde sowohl der Begriff „Klimawandelzeiger“ aufgegriffen als auch die im Düsseldorfer Klimafolgenmonitoring praktizierte Datenerfassung und Ergebnisdarstellung anhand der Kennzahl „mittlere Anzahl der Klimawandelzeiger pro Trägerbaum“, die dort als Klimawandelzeigerindex (KWI) definiert ist.

Die zweite Grundlage ist die niederländische Standardliste der Flechten (BLWG 2011) mit Angaben zur Verbreitung der Arten in Europa gemäß APTROOT & SPARRIUS (2009), aus der, wie bereits in den zurückliegenden Untersuchungsperioden, „gemäßigt mediterran“ und „subatlantisch-submediterran-gemäßigt“ verbreitete Arten als Klimawandelindikatoren eingesetzt werden. Als Maßzahlen für eventuell klimabedingte Veränderungen dienen in dieser Arbeit sowohl die mittlere Anzahl der Klimawandelindikatoren pro Trägerbaum nach VDI (2017) oder NL-Standardliste (nachfolgend mit „NL-SL“ gekennzeichnet) als auch der Anteil dieser Arten am gesamten Flechtenartenspektrum der Trägerbäume.

Methode

Für die Flechtenkartierungen wurden nur Trägerbäume ausgewählt, die hinsichtlich Baumart (überwiegend Ahorne, Linden und Eschen), Wuchsform und Wuchsbedingungen den Kriterien der VDI-Richtlinien 3957 Blatt 13 und Blatt 20 (VDI 2005, 2017) und EN 16413 (2014) genügen. Die Borke der Bäume wird als eine möglichst genau definierte und für das Gebiet repräsentative Substratstichprobe betrachtet, die im Laufe der Jahre vorübergehend oder dauerhaft von verschiedensten Flechtenarten besiedelt werden

kann. Dieses Vorgehen erlaubt den Ersatz ausgefallener Bäume in Folgeuntersuchungen oder den Vergleich zeitlich weit auseinander liegender Erhebungen. Bei der immissionsbezogenen Kartierung von Düsseldorf 2003 (STAPPER & KRICKE 2004a) waren Frequenzwerte von Flechten (und Moosen) mit Zählrahmen gemäß VDI 3957 Blatt 13 (VDI 2005) bestimmt und zusätzlich das Spektrum aller am Baumstamm zwischen 50 und 210 cm Höhe vorkommenden Arten notiert worden. Für die Datenerhebung wurde 2008 nicht nur aus Kostengründen auf die aufwändige quantitative Aufnahme der Flechten mit Zählgittern verzichtet, weil zu Beginn des Klimafolgenmonitorings viele der im Fokus stehenden Klimawandelindekatoren überwiegend als Einzelexemplare vorkamen und die mit Gittern erfasste Stammfläche der Trägerbäume zu klein ist für eine weitere Differenzierung der Häufigkeiten dieser Arten. Seit 2008 wurde die Deckung der Arten zur groben Quantifizierung in vier Häufigkeitsklassen geschätzt, die auf den so erhobenen Daten beruhenden Ergebnisse allerdings nicht in allen bisherigen Berichten vorgelegt:

- **H1:** einzelnes, (kleines) Lager der Art am Baum.
- **H2:** 2-5 separate Lager großer Blattflechten, oder weniger als 5 % Deckungsgrad (bezogen auf Stammumfang mal begutachtete Höhe).
- **H3:** 5-10 Lager großer Blattflechten wie *Parmelia* spp., oder Deckungsgrad der Art ab 5 %.
- **H4:** mehr als 10 Vorkommen großer Exemplare von Blattflechten (*Parmelia* spec. etc.) am Baum bzw. Deckungsgrad der Art ab ca. 25 %.

Für eine gleichbleibende Erfassungswahrscheinlichkeit wurde jeder Baum in Unkenntnis der Ergebnisse der Vorjahre untersucht. Zwecks gleichbleibender Kartierungstiefe wurde jeder Baum nach dem Fund der jeweils letzten Flechte noch für weitere zwei Minuten auf bis dahin nicht registrierte Arten abgesehen. Als Messnetz diente das Gauß-Krügernetz mit 1 x 1 km großen quadratischen Grundfeldern. Für das 2008 aufgelegte Klimafolgenmonitoring in Düsseldorf waren vier Messstationen mit jeweils 2 x 2 km Kantenlänge bzw. vier Gauß-Krüger-Quadrate festgelegt und dort zusätzlich zu den bereits 2003 untersuchten Bäumen noch weitere Trägerbäume ausgewählt worden, an denen seither der Flechtenbewuchs untersucht wird. Von insgesamt 1015 Bäumen der Kartierung von 2003 standen 154 an diesen vier Messstationen. Von diesen waren 2013 noch 119 verfügbar. Nach dem verheerenden Pfingststurm 2014 waren es noch immerhin 113 Bäume (der Bericht zum Untersuchungsjahr 2014 listet nur 111, weil zwei Bäume nicht in die Datenbank übertragen worden waren). 2018 waren davon noch 81 Bäume für das Projekt verwendbar. Durch neu hinzugenommene Bäume wurden an diesen vier Stationen 2008 und in den folgenden Jahren 208, 211, 204, 204, 201, 200, 184, 180, 169, 154 und 152 Trägerbäume untersucht, allerdings nicht zeitlich lückenlos, da nicht alle Bäume immer zugänglich waren. Wahrscheinlich dauerhafte Ausfälle sind begründet durch Baumaßnahmen, am Stamm hochwachsenden Efeu oder von Anwohnenden auf die Baumscheiben gepflanzte Sträucher, die den Stamm beschatteten oder im Fall von Feuerdorn, gepflanzt zur Abwehr von Hunden, eine Untersuchung unmöglich machen. Die insbesondere an den Stationen Hafen und Süd intensive Verkotung der Baumscheiben ist zwar lästig, führte aber bisher nicht zur Aufgabe eines Standortes. 2017 mussten zwei Bäume wegen bunter, aus Wolle gehäkelter Überzüge aufgegeben werden. Mit Blick auf zukünftige Erhebungen und weitere Baumausfälle wurde bereits 2016 eine fünfte Station "Volmerswerth" (kurz: Volm) eingerichtet, die schon 2003 entlang des Rheindeiches in Volmerswerth untersuchte Bäume umfasst und die Anzahl der seit 2003 untersuchten Bäume um 21 er-

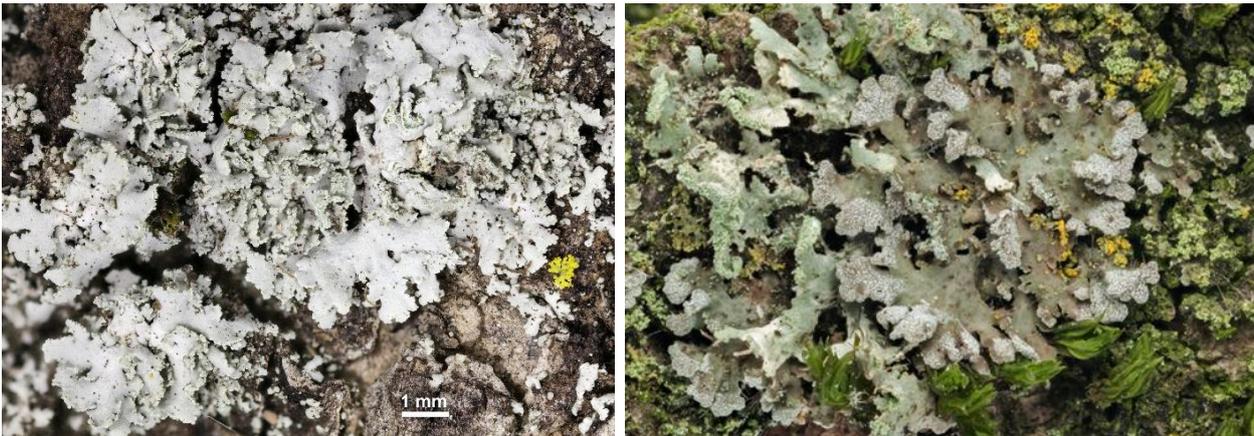


Abb. 2/2: Beispiele für zwei in Düsseldorf sehr seltene Blattflechten: *Physcia tribacia* (links) und *Physconia perisidiosa* (rechts; gleicher Maßstab). *P. tribacia* wurde 2013 in Volmerswerth gefunden (Wiederfund für NRW) und 2017 an einem nicht zum Projekt gehörenden Baum in Düsseldorf Stockum. Das 2015 in Düsseldorf-Garath fotografierte kleine Exemplar von *P. perisidiosa* wurde 2017 wiedergefunden und zeigte sich 2018 vital und geringfügig vergrößert. Fotos: NJ Stapper.

höht. Aufgrund der exponierten Standorte entlang der Deichkrone sind eventuell stärkere Wirkungen des Windes auf die Flechten als an den anderen Stationen zu bedenken. In den Ergebnistabellen und Abbildungen ist stets vermerkt, welche Daten jeweils herangezogen wurden.

Die Flechten wurden anhand morphologischer und chemischer Merkmale identifiziert, die Nomenklatur folgt WIRTH et al. (2011) und der britischen Flora (SMITH et al. 2009). Zwischenzeitliche, wiederholte Veränderungen die "alte" Gattung *Xanthoria* betreffend sind zumindest für die Geländearbeit unerheblich und wurden daher nicht übernommen. Als "*Candelariella boleana*" werden körnig-schuppige, sterile Krusten bezeichnet und von *C. xanthostigma* separiert, die höchstwahrscheinlich in die Gattung *Candelariella* gehören und sehr dem in WESTBERG & CLERK (2012) abgebildeten Material (*C. boleana* ETAYO, PALICE & SPRIBILLE) ähneln. Die bislang als *C. viae-lacteeae* bezeichneten Vorkommen werden hier inkludiert. Unter der Bezeichnung "*Candelariella reflexa* auct." werden weitere Arten der Gattung zusammengefasst, die im Gelände nicht zu unterscheiden sind, darunter *C. reflexa* s.str., *C. efflorescens* HARRIS & BUCK. und *C. xanthostigmoides* MÜLL.ARG. Die sehr kleinen Blattflechten *Candelaria concolor* und *C. pacifica* (WESTBERG & ARUP 2011) wurden bislang als "*C. concolor* im weitesten Sinne" zusammengefasst, was für die vorliegende Untersuchung unschädlich ist. Beide Arten kommen in Düsseldorf vor (STAPPER 2012b), wobei *C. pacifica* deutlich seltener ist. 2017 wurde erstmals versucht, sie getrennt aufzunehmen. Bei Trockenheit kann die etwas kräftiger gelb, fast dottergelb gefärbte *C. pacifica* von der etwas bleicheren, eher zitronengelben *C. concolor* differenziert werden, die zudem mit weißen Rhizinen imponiert. Hinsichtlich weiterer Verwechslungsmöglichkeiten einander ähnlicher Flechten und der Beschränkung auf das Gattungsniveau bei *Usnea*-Bartflechten wird auf die Ausführungen in den Vorjahresberichten verwiesen.

Für statistische Analysen wurde das Programmpaket Statistica12 (STATSOFT 2014) verwendet.

Die Bezeichnung und Merkmale der Messstationen, sowie deren Lage im Stadtgebiet kann Abb. 2/1 entnommen werden. Auf Grundlage der 173 aktuell kartierten Bäume gelten folgende Daten:

- "**Nord**", gering oberflächenversiegelte Gebiete (im Mittel 18%) mit starker nächtlicher Abkühlung, mittlere relative nächtliche Temperatur (mRNT) an den Baumstandorten in 2 m Höhe -2,2 K (die

RNT-Werte wurden ermittelt auf Grundlage der Karte der Lufttemperaturverteilung in STADT DÜSSELDORF (1995); unter Verwendung der entsprechenden Karte in STADT DÜSSELDORF (1995), (siehe Abb. 2/1, ergeben sich keine wesentlichen Unterschiede), überwiegend geringe Belastung durch Verkehrsemissionen (Klasse 1; Klassendefinition nach STAPPER (2012a): Klasse 1, Nebenweg ohne oder mit geringer Fahrzeugfrequenz, Baumstandort mindestens 2-5 m vom Fahrbahnrand; Klasse 2, verkehrsreiche Straßen, Hauptverkehrsachsen, Baumstandort bis 5 m vom Fahrbahnrand, offener Standort; Klasse 3, Straßentyp wie Klasse 2, jedoch schluchtartiges Profil, innenstadtypische Bebauung).

- **"City"**, abgesehen von der Parkanlage Hofgarten überwiegend starke bis vollständige Oberflächenversiegelung, mindestens 75 % der Fläche mit innenstadtypischer, mehrgeschossiger Bebauung, mRNT +2,7 K; starker Verkehrseinfluss, Klassen 2 und 3.
- **"Hafen"**, heterogen hinsichtlich Versiegelungsgrad und nächtlicher Überwärmung, mRNT = +1,7 K (-1,5 bis +3,5), mittlerer bis hoher Verkehrseinfluss.
- **"Süd"**, gering bis mäßig oberflächenversiegelte Vorortlage, Reihen- und Geschosswohnungsbau, parkartige Durchgrünung, Anbindung an Kaltluftentstehungsgebiete im Westen und bewaldete Gebiete im Osten, mRNT = -1,3 K, geringer bis mäßiger Verkehrseinfluss (überwiegend Klasse 2).
- **"Volm"**, kaum oberflächenversiegeltes Gebiet im Südwesten der Stadt, etwas Grünland, überwiegend garten- bzw. ackerbauliche Nutzung, eventuell Wirkungen windverdrifteter Agrarchemikalien, geringer Verkehrseinfluss, Kaltluftgebiet, mRNT = -1,7 K.

Ergebnisse

Seit dem Jahr 2000 sind im Westen von Nordrhein-Westfalen 36 und im Stadtgebiet von Düsseldorf 28 Baumflechtenarten nachgewiesen worden, die sich gemäß VDI-Richtlinie 3957 Blatt 20 (VDI 2017) oder aufgrund der Arealangaben in der niederländischen Flechten-Standardliste (BLWG 2011) als Klimawandelindikatoren eignen (Tab. 2/1). In der aktuellen Roten Liste der Flechten von Nordrhein-Westfalen



Abb. 2/3: Beispiele für zwei an saure Substrate angepasste Flechten: *Lecanora conizaeoides* (links) und *Hypocenomyce scalaris* (rechts). *L. conizaeoides* ist eine in Düsseldorf heute nicht mehr nachweisbare Krustenflechte, die zu Zeiten des "Sauren Regens" durch Immissionen stark begünstigt wurde. *H. scalaris* ist bei uns sehr selten und kommt im Projekt nur noch einmal an der Station Nord vor. Das Vorkommen dort fruchtet allerdings nicht wie das hier gezeigte Herbarmaterial und wird zudem von Jahr zu Jahr kleiner. Es ist fraglich, ob es bis 2019 überlebt. Fotos: NJ Stapper.

(BÜLTMANN et al. 2011) ist nur ein kleiner Teil dieser Arten als ungefährdet eingestuft, die meisten gelten als mehr oder minder gefährdet, vier fehlen auf der Liste, von denen aber seit 2003 *Flavopunctelia flaventior* und *Hypotrachyna afrorevoluta* für das Stadtgebiet von Düsseldorf belegt und mit *Physcia clementei* und *Physciella chloantha* zwei weitere erst kürzlich neu hinzugekommen sind. Der erstmals 2018 an einem Monitoringbaum in Volmerswerth nachgewiesene Klimawandelzeiger *Opegrapha vermicellifera*



Abb. 2/4: Drei Arten aus der Gattung *Xanthoria*, deren Häufigkeit sich in Düsseldorf seit 2003 gegenläufig verändert hat. *Xanthoria candelaria* s. l. (o.) und *Xanthoria polycarpa* (m.) sind in Düsseldorf seltener geworden, *Xanthoria parietina* (u.) jedoch deutlich häufiger. Fotos: NJ Stapper.

kommt schon seit mindestens 2008 auf Düsseldorfer Stadtgebiet vor, allerdings vorwiegend an Wald- oder Waldrandbäumen, z. B. in der Urdenbacher Kämpe (siehe Anmerkungen zu Tab. 2/1).

Bereits in der immissionsbezogenen Moos- und Flechtenkartierung von 2003 (STAPPER & KRICKE 2004a, b) erwies sich das Artenspektrum der Flechten an sogenannten Standardbäumen in Düsseldorf als sehr reichhaltig. In einem Teilgebiet der Stadt, den vier jeweils vier Quadratkilometer großen Stationen Nord, City, Hafen und Süd (siehe Abb. 2/1), wurden im Verlauf des 2008 begonnenen Klimafolgenmonitorings der Landeshauptstadt Düsseldorf jährlich insgesamt bis zu 211 Trägerbäume wiederholt auf Flechtenbewuchs hin untersucht. Dabei wurde eine immer weiter ansteigende Anzahl verschiedener Flechtenarten nachgewiesen, kumuliert über die Jahre inzwischen 100 verschiedene Arten bzw. Gattungen (siehe Tab. 2/2). Bis in die 1990er Jahre hinein waren

viele Bäume in der Düsseldorfer Innenstadt aufgrund immenser Luftbelastung frei von Flechten (und Moosen) gewesen. Doch heute fallen auch jedem Laien die zahlreichen, teils lebhaft gefärbten Blatflechten auf, die immer häufiger fast die gesamte Stammfläche der Park- und Alleebäume bedecken. Die in diesem Bericht gezeigten Flechten gehören zum Teil zu den im Gebiet seltenen Arten, wie etwa *Physcia tribacia* und *Physconia perisidiosa* (Abb. 2/2), oder die inzwischen aus dem Stadtgebiet verschwundene, früher durch saure Immissionen geförderte Krustenflechte *Lecanora conizaeoides* oder auch *Hypoconomyce scalaris* (Abb. 2/3), sowie die nur mit wenigen Exemplaren vertretenen Arten *Schismatomma decolorans*, *Physciella chloantha* oder *Physcia clementei* (Abb. 2/5 und 2/6). *Caloplaca obscurella* befindet sich offenbar in rascher Ausbreitung. Gegenüber 2017 wurde sie 2018 an dreimal so vielen Bäumen (7,4 %) nachgewiesen, an denen sie teils große Stammareale überzieht. 2017 wurde sie zum ersten Mal mit Apothecien angetroffen (Abb. 2/5). Häufige gelbe Flechten gehören zu den Gattungen *Candelaria*, *Candelariella* und *Xanthoria*, von denen erstere zunehmend Aspekt bestimmend sind (*Candelaria concolor*, Abb. 2/7 und 2/9), indem sie ganze Bäume entlang stark befahrener Straßen mit einem gelben Rasen überziehen können. Neu in Düsseldorf und möglicherweise sogar neu in NRW ist *Oxneria huculica*. Bis vor wenigen Jahren wurde *O. huculica* nicht von *O. fallax* getrennt, und auch die Trennung dieser beiden von *O. ulophyllodes* in der Vergangenheit (HEIBEL 1999) ist unklar. In der Roten Liste von NRW (BÜLTMANN et al. 2011) fehlen alle drei.

Nicht nur die Zahl der Flechtenarten insgesamt, sondern auch die Anzahl der Klimawandelindikatoren gemäß VDI (2017) oder NL-SL (BLWG 2011) und ihr relativer Anteil am Artenspektrum nimmt seit 2003 immer weiter zu (Abb. 2/10, 2/11 und 2/12). An den seit 2003 zu allen Zeitpunkten untersuchten 81 Trägerbäumen (gepaarte Daten) wurden bisher 80 Flechtenarten bzw. Gattungen nachgewiesen, die in Tab. 2/3 aufgeführt sind.

Vergleicht man die jährliche prozentuale Veränderung der Häufigkeit bezogen auf die Anzahl der Trägerbäume mit mindestens einem Lager der jeweiligen Art (Tab. 2/3), dann sind unter den 15 überwiegend häufigen Arten mit mindestens 0,5-prozentiger Zunahme pro Jahr zehn Klimawandelindikatoren nach VDI (2017) oder NL-SL. Diese häufiger gewordenen Flechten sind ausnahmslos auch Wärmezeiger gemäß WIRTH (2010), die niederschlagsarme Standorte tolerieren. Etwa die Hälfte hat ihren Verbreitungsschwer-

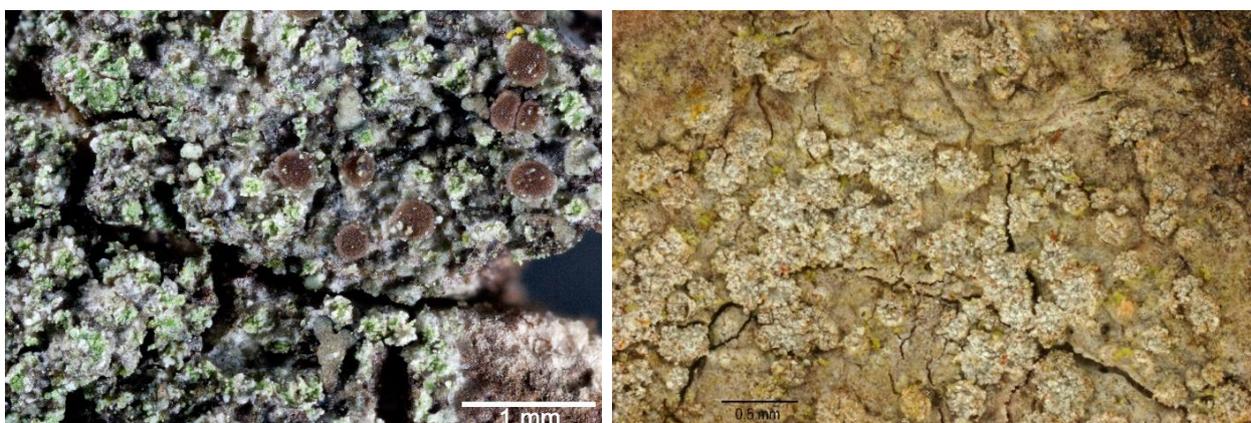


Abb. 2/5: *Caloplaca obscurella* (links) und *Schismatomma decolorans* sind zwei Beispielen unscheinbarer Krustenflechten in Düsseldorf. Typisch für die seit 2017 dreimal häufiger gewordene *C. obscurella* ist das dünne Lager mit seinen sorediösen kleinen Pusteln, das große Stammflächen überziehen kann. Die kleinen Früchte, hier an einem Ahorn an der Station NORD, werden bei uns selten beobachtet. *Schismatomma decolorans* (rechts, lange Kante 8,5 mm) wurde 2011 an einer Pappel nahe Haus Bürgel gefunden und ist immer noch das einzige bislang bekannte Vorkommen dieser Art in NRW. Fotos: NJ Stapper.

punkt in Westeuropa oder ist in Mitteleuropa auf milde Lagen beschränkt. Einige der kontinuierlich häufiger gewordenen Arten sind an sowohl trockene als auch eutrophierte Standorte angepasste Arten, wie *Hyperphyscia adglutinata* und, in stärkerem Maße, *Physcia adscendens*, *Physconia grisea* und *Xanthoria parietina*, die von nährstoffhaltigen Immissionen und den mikroklimatischen Bedingungen in der Innenstadt profitieren. In der gut dreimal so großen Gruppe der mehrheitlich seltenen Flechten mit geringer Häufigkeitsveränderung sind fünf bzw. neun Klimawandelindikatoren nach VDI (2017) bzw. NL-SL. Unter den zwölf Flechtenarten mit mehr als 0,5 % Abnahme pro Jahr hingegen befindet sich kein einziger Klimawandelindikator, stattdessen aber ein großer Anteil an saure Standorte adaptierter Arten ($R < 4$), nämlich *Evernia prunastri*, *Hypogymnia physodes* und *Placynthiella icmalea* (Abb. 2/3). Insgesamt sind, bis auf *Lepraria incana* und *Parmelia saxatilis*, an saure Substrate angepasste Arten seit Jahren auf dem Rückzug.

Über die Jahre kann man bei vielen Arten ein stetes Auf und Ab beobachten, so z. B. bei *Melanohalea exasperatula*. Doch einige Arten imponieren derzeit mit großen Veränderungen ihrer Häufigkeit gegenüber 2017. So ist die Population von *Candelaria concolor*, die nach 2000 rasch und stetig häufiger geworden ist, um knapp ein Fünftel eingebrochen. Ähnlich starke Rückgänge verzeichnen die ebenfalls erst nach 2000 häufig gewordenen NL-SL-Klimawandelzeiger *Hyperphyscia adglutinata* und *Physconia grisea* und die VDI-Klimawandelzeiger *Flavoparmelia soredians* (-20 % gegenüber 2017) und *Punctelia borreri* (minus 30 %; Tab. 2/13). Vielfach weisen deren Lager Schäden auf, die von farblichen Veränderungen über oberflächliche Abrasion (vergl. Abb. 2/6), die Ausbildung von Stressformen bis hin zur völligen Ausbleichung reichen (Abb. 2/8). Oft war dann eine Artansprache gar nicht mehr möglich. Derartige Schadmuster wurden 2018 ungewöhnlich häufig beobachtet und betrafen alle Arten, beschränkten sich also nicht auf Klimawandelzeiger. Hier ist auch der Rückgang von *E. prunastri* um 25 % im Vergleich zum Vorjahr (siehe auch Abb. 2/14) zu nennen.

Die zeitlichen Veränderungen der Häufigkeiten von Flechten allgemein bzw. von Klimawandelzeigern an den Messstationen Nord, City, Hafen und Süd sind in Tab. 2/4 zusammengefasst und für die Klimawandelzeiger auch in Form von Box-Whisker-Grafiken in Abb. 2/10 bis 2/12 dargestellt. Für die neue Station Volmerswerth ("Volm") separat und zusammengefasst mit allen anderen Stationen ("Fünf St.") sind die entsprechenden Werte für 2003 und 2016 bis 2018 angegeben. Die mittlere Anzahl der Flechtenarten pro untersuchten Baum ist an den einzelnen Stationen, wie auch im gesamten Projekt zwischen 2003 und 2013, zunächst kontinuierlich angestiegen und seitdem weitgehend unverändert geblieben (Tab. 2/4). Die pro Baum registrierte Anzahl an Klimawandelindikatoren nach VDI (2017) ist an den Stationen Nord, City, Hafen und Süd zusammen von 2003 bis 2017 kontinuierlich auf das 2,9-fache angestiegen, bis 2018 dann wieder auf den Wert von 2015 gesunken. Die Entwicklung ist aber je nach Messstation verschieden. Am günstigsten für die Klimawandelzeiger erweist sich seit 2003 durchgehend die Station Süd (Abb. 2/12). Die Station Hafen weist auch 2018 wieder den geringsten Wert auf. Nur an den Stationen Süd und Volm ist die mittlere Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger pro Baum bis 2018 angestiegen, während für die anderen Stationen ein leichter, aber statistisch nicht signifikanter Rückgang zu verzeichnen ist. Entsprechend hat sich auch der Anteil der Klimawandelindikatoren am Artenspektrum der Bäume verändert. Mit den Indikatoren gemäß NL-SL, die mit *Hyperphyscia adglutinata* und *Physconia grisea* auch zwei gegenüber Nährstoffeinträgen tolerante Arten einschließen, ergibt sich ein weitgehend übereinstimmendes Bild, wobei die Veränderungen gegenüber 2017 deutlicher ausfallen.

Tab. 2/5 fasst die Veränderung der Häufigkeit der Klimawandelzeiger auf einer größeren Trägerbaumstichprobe für den Zeitraum 2013 bis 2018 zusammen. Die Ergebnisse stimmen weitgehend mit denen aus Tab. 2/4 überein.

Der Grund für diese Veränderungen ist, dass einige Klimawandelindikatoren, wie z. B. *Flavoparmelia caperata*, *Physconia grisea*, *Punctelia jeckeri* und *P. subrudecta*, inzwischen drei- bis zehnmals häufiger vorkommen als 2003 (siehe auch Abb. 2/13). Andere waren 2003 in Düsseldorf noch sehr selten (*Parmotrema perlatum*, *Punctelia borreri*) oder ihre anfängliche Zunahme war zwischenzeitlich ins Stocken geraten (*F. soredians*), oder sie wurden erst 2003 überhaupt im Gebiet nachgewiesen und breiten sich seither rasch aus (*Hyperphyscia adglutinata*). Für die meisten der an saure Substrate angepassten Flechten indes stellt sich die zeitliche Entwicklung entgegengesetzt dar (Tab. 2/2, Tab. 2/3, Abb. 2/14), während einige gegenüber Nährstoffeintrag tolerante Arten wiederum ein uneinheitliches Bild zeigen. So sind *Candelaria concolor*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Physconia grisea* und *Xanthoria parietina* in den vergangenen Jahren immer häufiger geworden, während die gegenüber städtischer Überwärmung weniger toleranten Arten *X. candelaria* und *X. polycarpa* rasch seltener wurden (Daten in Tab. 2/2, Tab. 2/3, vergleiche auch Abb. 2/14; die im Projekt vorkommenden *Xanthoria*-Arten zeigt Abb. 2/4).

Diskussion

Zur Eignung Methodik. In den Berichten zu den vorangegangenen Erhebungen (SCHMITZ et al. 2009 und folgende) wurde die Eignung der gewählten Methodik bereits mehrfach diskutiert, was auch daran liegt, dass die Entwicklung der Richtlinie VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) parallel zum Düsseldorf Klimafolgenmonitoring erfolgte und der wachsende Datensatz mehrfach nachträglich analysiert wurde. Wesentlicher Inhalt der Richtlinie ist die Liste der Klimawandelzeigerarten. Diese werden entweder mit Hilfe von Frequenzgittern entsprechend EN 16431 oder VDI 3957 Blatt 13 (Flechtenfrequenz) oder nur anhand ihres Vorkommens (Präsenz/Absenz) auf den nach engen Kriterien ausgewählten Standardbäumen quantifiziert. Im zweiten Fall, der hier angewendet wird, ist die mittlere Anzahl der Klimawandelzeigerarten pro Baum in einem Gebiet, auch "Klimawandelzeigerindex" (KWI) genannt, der eigentliche Messwert.

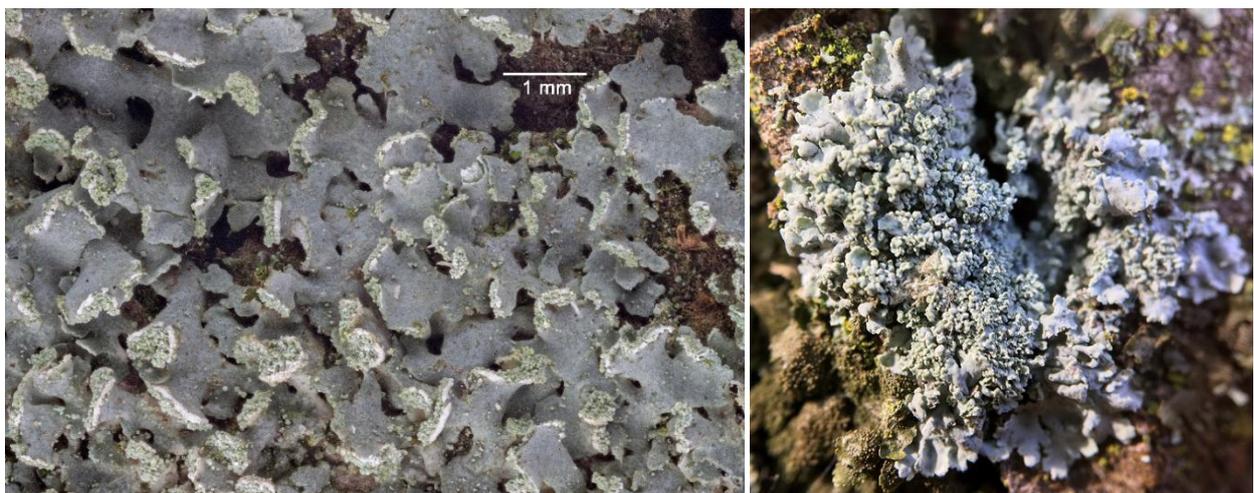


Abb. 2/6: *Physciella chloantha* (links) und *Physcia clementei* (rechts) sind zwei Neuankömmlinge in Düsseldorf. *P. chloantha* wurde bereits 2013 im Düsseldorfer Hofgarten gefunden und erst 2017 jetzt erkannt (Belegmaterial). *P. clementei* wurde in Düsseldorf Stockum entdeckt und 2018 auch an einem Monitoringbaum der Station NORD. Für die Art typisch ist die isidiöse Oberfläche (Aufnahme mit der Telefonkamera durch die 10x-Lupe, daher die mindere Bildqualität). Fotos: NJ Stapper.

Der dabei erzielte zeitliche Gewinn wegen Unterlassens der Frequenzbestimmung ist übrigens geringer, als zu Beginn der Untersuchungen in Düsseldorf angenommen wurde. Vielmehr erscheint der Klimawandelzeigerindex der stärker belastbare Messwert für die eigentliche Aussage über klimatisch bedingte Veränderungen zu sein. Denn die weitere Ausbreitung einmal etablierter Arten an einem Baumstamm kann durch Tiere, z. B. Ameisen, oder Stammablaufwasser gefördert werden (BAILEY 1976, LORENTSSON & MATTSSON 1999), oft beobachtbar anhand kleiner, junger Lager von z. B. *Flavoparmelia* spp. oder *Punctelia borrieri* unterhalb oder in der Nachbarschaft eines älteren, großen, manchmal auch geschädigten Lagers. Das heißt die zur differenzierteren Quantifizierung bestimmte Frequenz der Klimawandelzeiger wird möglicherweise deutlich durch klimaunabhängige Ausbreitungsvektoren beeinflusst. Ebenso bedeutsam scheint zu sein, dass lokale Immissionsereignisse die mittlere Frequenz der Klimawandelzeiger stärker beeinträchtigen dürften als den nur auf Präsenz und Absenz beruhenden Klimawandelzeigerindex. Letzterer bleibt nämlich unverändert, wenn viele Lager der entsprechenden Arten aufgrund eines lokalen Immissionsereignisses untergehen, aber jeweils mindestens ein vitales Lager am Trägerbaum überlebt. Dies dürfte der Grund dafür sein, dass der Rückgang der Klimawandelindizes an den Stationen Nord, City und Hafen gegenüber 2017 geringer ausfällt, als aufgrund des Geländeeindrucks zunächst befürchtet. Denn an vielen Bäumen der drei genannten Stationen, insbesondere City und Hafen, zeigten sich 2018 ganze Bestände, nicht nur Klimawandelzeiger, stark beeinträchtigt oder sogar abgestorben. Ein Zusammenhang mit flechtenparasitierenden Pilzen war dabei nicht zu erkennen. Da es fast nur Flechtenvorkommen an vertikalen Stammbereichen und weniger auf oder an schräg verlaufenden Ästen betrifft, rücken lokale Immissionen als eine wahrscheinliche Ursache in den Blick. Während der ungewöhnlich langen regenfreien Phasen des zurückliegenden Sommers könnten sich mehr Stäube als üblich sind auf den Bäumen akkumuliert haben, die bei den ersten Regenereignissen aufgelöst wurden und als Stammablaufwasser die Flechten geschädigt haben, und zwar auch jenseits der so genannten "Regenablaufstreifen", die bei Frequenzbestimmungen mit Zählgittern explizit auszusparen sind (VDI 2005). Verschiedene relevante Quellen für Stäube kommen im urbanen Raum in Betracht, allen voran der Kraftverkehr mit aus dem Verbrennungsprozess stammenden eutrophierenden Stäuben (DÄMMGEN 2010) und Ruß mit daran anhaftenden, möglicherweise auch für die Flechten toxischen Substanzen (u. a. polyzyklische Kohlenwasserstoffe; BIRMLI et al. 2006), mit mineralischem Abrieb von der Fahrbahn sowie mit Reifenabrieb, Kupplungs- und Bremsabrieb. Pro gefahrenem Kilometer fallen je nach Quelle und Fahrzeugart 10 bis 1500 mg Reifenabrieb an (in der Einpendelstadt Düsseldorf überschlägig bei 500.000 Fahrzeugen und 10 km Fahrleistung werktäglich 500 kg Reifenstaub) der neben Blei und Cadmium für Flechten toxisches Zink enthält (KOCHER et al. 2010). Ein hoher Anteil des Bremsabriebs verlässt die Fahrzeuge und enthält neben anderen Substanzen ebenfalls für die Flechten toxisches Zink und Kupfer (KOCHER et al 2008) in teils submikrometergroßen Staubteilchen (GÖSKE & KACHLER 2018). Beide Staubarten werden in der Luft verwirbelt und reichern sich im gesamten Fahrbahnumfeld und in der Bankette an.

Zur Veränderung des Artenspektrums der Flechten seit 2003. Die überwiegende Mehrheit der Flechten, deren Häufigkeit seit 2003 zugenommen hat, die also auf mehr Stationsbäumen als zuvor nachgewiesen wurden, sind Klimawandelindikatoren gemäß VDI (2017) oder Niederländischer Flechten-Standardliste (BLWG 2011). Die Veränderungen sind so enorm, dass man an Bäumen in der Innenstadt heute eher bis zu sieben Zentimeter durchmessende Exemplare des Klimawandelindikators *Punctelia borrieri* findet, als Exemplare der seit 2000 nach wie vor sehr häufigen, blaugrauen Blattflechte *Parmelia sulcata*, deren La-



Abb. 2/7: Messstation Hafen, Südring: reichlich fruchtende *Candelaria concolor* und geschädigte *Punctelia borrieri*. Der Trägerbaum, eine Esche, steht auf dem Mittelstreifen einer der am stärksten befahrenen Straßen der Stadt. Beide Flechtenarten sind in den vergangenen zwanzig Jahren sehr häufig geworden, doch *C. concolor*-Exemplare mit Apothecien sind immer noch sehr selten. Im gesamten Projekt wiesen 2018 viele Blattflechten Schäden auf, wie die hier gezeigten Exemplare (mindere Bildqualität wegen der Telefonkamera, das mittlere durch die 10x-Lupe). Fotos: NJ Stapper.



Abb. 2/8: Messstation Hafen, Aachener Straße: stark geschädigte Exemplare großer Blattflechten. Der Trägerbaum, ein Spitzahorn, steht 100 m nördlich der Kreuzung Aachener Straße / Südring. Fotos: NJ Stapper.

ger aber tendenziell kleiner werden. An dieser Gesamterscheinung ändern auch die 2018 zu beobachtenden Schäden an den Flechten nichts, zumal davon fast alle Flechtenarten, gleichwohl am auffallendsten Blattflechten betroffen sind. Diese Entwicklung war vor 15 Jahren angesichts der Seltenheit von *P. borrieri* – die Art galt damals in Deutschland nach wenigen historischen Funden beispielsweise nahe Heidelberg noch als verschollen – nicht vorstellbar. Im Gegenzug stetig seltener geworden sind an saure, zumeist auch kühlere Habitate angepasste Flechten sowie einige Arten, die zwar Nährstoffeinträge ertragen, aber

nicht sonderlich tolerant sind gegenüber Trockenheit (*Phaeophyscia nigricans*, *Xanthoria candelaria*, *X. polycarpa*). Selbst an der nächtlich kältesten Messstation Nord (STADT DÜSSELDORF 1995, 2012) sind diese Arten auf dem Rückzug (Daten nicht gezeigt; siehe jedoch Berichte zu den Erhebungen von 2015 und 2016). Damit setzt sich insgesamt die Entwicklung der vergangenen Jahre fort. Angesichts immer weiter steigender Durchschnittstemperaturen ist das nicht mehr überraschend, wobei die Durchschnittstemperatur nur *eine* klimatische Größe ist, die neben der Humidität (FRAHM & STAPPER 2008) für die Etablierung von Flechten eine wesentliche Rolle spielen dürfte. Da die Rheinschiene und die Kölner Bucht die wärmsten Gebiete von NRW sind (KROPP et al. 2009), passt es ins erwartete Bild, dass an den Stationen in Düsseldorf deutlich mehr VDI-Klimawandelzeigerarten pro Baum nachgewiesen wurden, als an Messstationen am Niederrhein bei Kleve (2,3 Klimawandelzeiger pro Baum) oder im westlichen Sauerland (1,1), und mit 4,7 an der Station Süd im Jahr 2018 sogar schon wieder mehr als nur ein Jahr zuvor für das Messtischblatt 4906 nordwestlich von Köln mit dem damals höchsten Klimawandelzeigerindex 4,5 in Nordrhein-Westfalen (STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018). An Messstationen in Baden-Württemberg (STAPPER & APTROOT 2018) und an den wärmsten Stationen in Bayern (WINDISCH, persönliche Mittlg., siehe auch WINDISCH et al. 2011), sowie im Norden und Osten von Niedersachsen (STAPPER & JOHN, Manuskript in Vorbereitung) ist die Häufigkeit der Klimawandelzeiger erheblich geringer als in Düsseldorf, oder, anders gesagt, wahrscheinlich nirgendwo in Deutschland sind diese Arten häufiger!

Der Anstieg der Flechtenartenvielfalt in Düsseldorf ist selbstverständlich auch ein Ergebnis stark gesunkener Immissionen, allen voran Schwefeldioxid, und man könnte annehmen, dass auch die Zunahme der Klimawandelzeiger letztlich nur eine Folge geringerer Luftschadstoffkonzentrationen ist und sich allmählich die vor der überbordenden Luftverschmutzung in der Mitte des 20. Jahrhunderts üblichen Verhältnisse wieder einstellen. Doch die hier als Klimawandelzeiger verwendeten Flechten waren vor 1999 im Rheinland nicht nur immer schon sehr selten, sondern einige sogar im gesamten Bundesland bis dahin gar nicht belegt (HEIBEL 1999). Die auch in den Niederlanden sehr häufig gewordene *Punctelia borrieri* war vor 1980 in den Niederlanden nur zweimal belegt, nämlich 1979 für Alkmaar und 1900 für Renkum ("ad ramulos



Abb. 2/9: *Oxneria huculica* (links) und *Candelaria concolor* (rechts). *O. huculica* gehörte bis vor kurzem in die Gattung *Xanthoria* und unterscheidet sich von dieser u.a. durch den Besitz von Rhizinen. Typisch für die Art sind die an der Unterseite aufsteigender Lappen gebildeten Sorale, ähnlich wie bei *Physciella chloantha* (Abb. 2/6). Das hier gezeigte Exemplar (lange Kante 6,7 mm) wurde 2018 an der Station HAFEN entdeckt und ist einer der wenigen Funde dieser Art in NRW. Das Material ist wahrscheinlich aufgrund ungünstiger Lichtverhältnisse bleich und zudem etwas feucht, daher die grüne Farbe der Thallusoberfläche. Das rechts gezeigte Bild von *C. concolor* stammt von dem in Abb. 2/7 gezeigten Baum. Üblicherweise ist der gesamte Thallus so gelb wie die Scheiben der Apothecien. Beide Bilder wurden aus Fokussereien tiefenscharf zusammengesetzt. Fotos: NJ Stapper.

pinorum et abietum"; Aptroot, pers. Mittlg.). HEIBEL (1999) erwähnt, dass es sich bei allen chromatografisch überprüften historischen Belegen von *Imbricaria borrieri* in MSTR um *Punctelia subrudecta* handelt. Und die Überprüfung von Herbarbelegen in Baden-Württemberg ergab, dass z. B. *Flavoparmelia soredians* erst vor ca. 20 Jahren in das Bundesland eingewandert ist (WIRTH et al. 2013). Da *F. soredians* und *P. borrieri* auch an Bäumen in der Düsseldorfer Innenstadt überleben, ist ihre Ausbreitung weniger als das Resultat gesunkener Immissionen zu betrachten, sondern vielmehr, mit Blick auf ihr ursprüngliches geografisches Verbreitungsgebiet, als eine Folge veränderter klimatischer Bedingungen. Es liegt daher nahe, ähnlich wie in den Niederlanden (VAN HERK et al. 2002), auch im Rheinland veränderte Klimabedingungen als eine wesentliche Ursache für die aktuellen Veränderungen des Artenspektrums der Flechten anzunehmen. Man kann auch sagen, dass sich die gemäßigt-mediterrane und die submediterrane-subatlantisch-gemäßigte Biom- bzw. Klimazone inzwischen nach Norden und Osten ins Untersuchungsgebiet hinein ausgedehnt haben, weil im Raum Düsseldorf heute Flechtenarten vorkommen, die vor rund 60 Jahren eher für Südwestfrankreich typisch waren. An dieser Stelle ist anzumerken, dass hinsichtlich der Entscheidung für Flechten als Monitoringorganismen für Klimawirkungen mit Düsseldorf und dem Startdatum 2003 sowohl die Lokalität als auch der Zeitraum glücklich gewählt worden sind, weil rechtzeitig der Beginn einer wahrscheinlich länger anhaltenden Entwicklung noch erfasst wurde.

Es muss aber auch festgestellt werden, dass die Flechtenarten an Düsseldorfs Bäumen seit 2003 unverändert stark durch eutrophierungstolerante Arten bestimmt werden. Die in den letzten Jahren immer häufiger gewordenen Flechtenarten *Candelaria concolor*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Physconia grisea*, wie auch die kürzlich neu hinzugekommenen, bisher weiter südwestlich verbreiteten Arten *Physcia clementei*, *Physcia tribacia*, *Physcia tribacioides* und *Physciella chloantha* sind mehrheitlich durch hohe Nährstoffzahlen, sprich, durch Toleranz gegenüber eutrophierenden Luftschadstoffen gekennzeichnet. Klimawandel und Nährstoffangebot wirken auf diese Arten synergistisch. Das gilt auch für die 2018 erstmals in Düsseldorf nachgewiesene *Oxneria huculica* (Abb. 2/9), die in Deutschland laut WIRTH et al. (2013) staubimprägnierte Borken von Linde, Ahorn und Walnuss an warmen Standorten besiedelt und als selten gilt. In den Niederlanden wird sie erst seit 2001 beobachtet, und ist dort "beschränkt auf landwirtschaftliche Standorte mit den höchsten Ammoniakkonzentrationen des Landes" (SPARRIUS, pers. Mittlg.). Die wahrscheinlich bedeutendste Quelle eutrophierender Belastungen im urbanen Umfeld mit Wirkung auf die Flechten wurde oben schon genannt: Der Kraftverkehr mit Verbrennungsmotoren und den daran gekoppelten Emissionen von u. a. Ammoniak, Stickstoffoxiden sowie Ammoniumsalzen als weiterem Reaktionsprodukt (CAPE et al. 2004, DAVIES et al. 2007, LFU 2018, UBA 2008). Die hohe Anzahl von Flechtenarten insgesamt pro Baum an der Station Süd weist auf eine dort nach wie vor (STAPPER & KRICKE 2004a) relativ geringe immissionsökologische Belastung hin, von der auch, insbesondere 2018, die Klimawandelzeiger profitieren, die sich bei uns am Rande ihres Areals und damit in einer grundsätzlich für sie kritischen Zone befinden.

Auf den Zusammenhang zwischen der Häufigkeit verschiedener Flechtenarten und der innerstädtischen Überwärmung wurde bereits in den Berichten über die vorangegangenen Untersuchungen mehrfach eingegangen. Es ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass sich die Konsequenzen der innerstädtischen Überwärmung mit weiter steigender Durchschnittstemperatur infolge des Klimawandels weiter verschärfen werden. Für baumbewohnende Flechten, die hier als sensitive Monitoringorganismen bzw. als ein biologisches Modell für die Stadtbewohner herangezogen werden, dürften sich damit die Überlebensbedingungen in der Innenstadt weiter verschlechtern. Ursprünglich mediterran verbreitete Arten werden

zukünftig wahrscheinlich am ehesten überdauern. Maßnahmen zur Minderung von Klimawandelfolgen, wie z. B. begünstigte Frischluftzufuhr, Minderung der Aufnahme und Speicherung von Wärme durch Gebäude und Steigerung der Evaporation durch Entsiegelung oder Begrünung, sind Gegenstand internationaler Fachtagungen und moderner Stadtplanung (ECBCC 2015, STADT DÜSSELDORF 2017).

Die Häufigkeit der vom aktuellen Klimawandel profitierenden Flechten im Projekt hat weiter zugenommen, ebenso deren Anteil am Artenspektrum auf den Trägerbäumen. Als eine wesentliche Ursache hierfür werden die Veränderungen des Klimas in den zurückliegenden Jahrzehnten angesehen, darunter der stetige Anstieg der mittleren Temperatur im Rheinland und den damit verbundenen milderen Wintern.

Literatur

- APTROOT, A., STAPPER, N.J., KOŠUTHOVÁ, A., CÁCERES, M.E.S. (2016): Lichens as an Indicator of Climate and Global Change. - In: Letcher, T.M. (Ed.), *Climate Change: Observed Impacts on Planet Earth*, Elsevier, 2016, pp. 295-307.
- APTROOT, A. & SPARRIUS, L. (2009): Europese verspreiding en internationale betekenis van Nederlandse korstmossen. *Buxbaumiella* 83: 1-12.
- BAILEY, R.H. (1976): Ecological aspects of dispersal and establishment in lichens. In *Lichenology: Progress and Problems* (D.H. Brown, D.L. Hawksworth and R.H. Bailey, eds.), pp. 215-247.- Academic Press, London and New York.
- BIRMLI, W., TUCH, T., FRANCK, U., BRÜGGEMANN, E. & GNAUK, T. (2006): Umweltpartikel in städtischen Atmo-sphären: Eigenschaften und zukünftiger Bedarf an Messmethoden. S. 29 – 34 in: Umweltbundesamt [Hrsg.], *Experten-Workshop "Verkehrsbedingte Feinstäube in der Stadt"*. – Dessau, 2006. - Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter <http://www.umweltbundesamt.de> verfügbar.
- BLWG (2011): Bryologische en Lichenologische Werkgroep (BLWG): Standaardlijst van Nederlandse korstmossen. *Verspreidingsatlas Korstmossen online*. www.verspreidingsatlas.nl/korstmossen (zuletzt aufgerufen am 15.01.2011).
- BÜLTMANN, H., GUDERLEY, E. & ZIMMERMANN, D.G. (2011). Rote Liste und Artenverzeichnis der Flechten – Lichenes – in Nordrhein-Westfalen. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.). 2. Fassung, Stand Oktober 2011, Recklinghausen, 34 S. https://www.lanuv.nrw.de/natur/artenschutz/rote_liste/ (letzter Aufruf 13.01.2018).
- 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: 469-478.
- CEZANNE, R., EICHLER, M., KIRSCHBAUM, U. & WINDISCH, U. (2008): Flechten als Anzeiger des Klimawandels. *Sauteria* (Salzburg) 15: 159-174.
- DAVIES, L., BATES, J. W., BELL, J. N. B., JAMES, P. W., PURVIS, O. W., 2007: Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London. *Environmental Pollution* 146: 299-310.
- ECBCC (2015): European Conference on Biodiversity and Climate Change (ECBCC) 2015 in Bonn - Nature-based Solutions to Climate Change in Urban Areas and their Rural Surroundings. Internationale Fachtagung, 17.-19. November 2015).

- EN 16413 (2014): Ambient air – Biomonitoring with lichens - Assessing epiphytic lichen diversity, Brüssel.
- DÄMMGEN, U., GRÜNHAGE, L., DÖRGER, G., HANEWALD, K. (2010): Beiträge zur Erstellung einer atmosphärischen Stickstoff-Bilanz für Hessen. 1. Bulk-Deposition von reaktivem Stickstoff. Hrsg.: Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLNUG). Wiesbaden 2010.
- 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.
- 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 Nordrhein-Westfalen MUNLV, 41 S.
- GÖSKE, J. & KACHLER, W. (2018): Höhere Gesundheit- und Umweltbelastung durch Bremsstaub? – Pressemitteilung des Bundesverbandes öffentlich bestellter und vereidigter sowie qualifizierter Sachverständiger e. V. (BVS) vom 20.09.2018, <https://www.bvs-ev.de/> (letzter Zugriff am 17.01.2019).
- 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.
- HEIBEL, E. (1999): Untersuchungen zur Biodiversität der Flechten von Nordrhein-Westfalen. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 61 (2): 1-346.
- KIRSCHBAUM, U. & WIRTH, V. (2010): Flechten erkennen – Umwelt bewerten. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (Hrsg.), Wiesbaden, 204 S.
- KOCHER, B., BROSE, S. & SIEBERTZ, I. (2008): Schadstoffgehalte von Bankettmaterial - Bundesweite Datenauswertung. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik, Heft V 167*, Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven, 58 S.
- KOCHER, B., BROSE, S., FEIX, J., GÖRG, C., PETERS, A. & SCHENKER, K. (2010): Stoffeinträge in den Straßenseitenraum – Reifenabrieb. *Berichte der Bundesanstalt für Straßenwesen, Verkehrstechnik Heft V 188*, Wirtschaftsverlag NW, Bremerhaven, 33 S.
- KROPP, J., HOLSTEN, A., LISSNER, T., ROITHMEIER, O., HATTERMANN, F., HUANG, S., ROCK, J., WECHSUNG, F., LÜTTGER, A., POMPE, S., KÜHN, I., COSTA, L., STEINHÄUSER, M., WALTHER, C., KLAUS, M., RITCHIE, S., METZGER, M. (2009): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen - Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren. Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MUNLV). 279 S.
- KUTTLER., W. (1998): Stadtklima. In: SUKOPP, H. & WITTIG, R. (Hrsg.): *Stadtökologie*. 2. Aufl., Fischer, Stuttgart: 125-167.
- LFU - BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2018): Umweltwissen – Schadstoffe - Ammoniak und Ammonium. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 16 S. Im Internet verfügbar über den Link https://www.lfu.bayern.de/buerger/doc/uw_6_ammoniak_ammonium.pdf (letzter Aufruf 18.01.2018).

- LORENTSSON, S., MATTSSON, J.-E. (1999): New reports of soredia dispersed by ants, *Formica cunicularia*. - *Lichenologist*, 31, 204-207.
- NYLANDER, W. (1866) : Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bulletin de la Société Botanique de France* 13 : 364 - 372.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.
- SMITH, C.W., APTROOT, A., COPPINS, B.J., FLETCHER, A., GILBERT, O.L., JAMES, P.W., & WOLSELEY, P.A. (Hrsg.) (2009): *The lichens of Great Britain and Ireland*, British Lichen Society, London. 1046 S.
- STADT DÜSSELDORF (1995): Klimaanalyse für die Landeshauptstadt Düsseldorf. Herausgeber: Landeshauptstadt Düsseldorf, Umweltamt, QUANTE, W., DIEHL, H., 238 S.
- STADT DÜSSELDORF (2012): Klimaanalyse für die Landeshauptstadt Düsseldorf. Herausgeber: Landeshauptstadt Düsseldorf, Umweltamt, STEINRÜCKE, M., EGGENSTEIN, J., GRUDZIELANEK, M., AHLEMANN, D., MERSMANN, M., 288 S.
- STADT DÜSSELDORF (2017): Klimaanpassungskonzept für die Landeshauptstadt Düsseldorf (KAKDUS) - <https://www.duesseldorf.de/umweltamt/umweltthemen-von-a-z/klimaschutz/klimaschutz-komplett/klimaanpassung/klimaanpassungskonzept.html> (zuletzt aufgerufen am 10.01.2018).
- STAPPER, N. J. (2012a): Baumflechten in Düsseldorf unter dem Einfluss von Luftverunreinigungen, Stadtklima und Klimawandel. In: KÄRNEFELT, I., OTT, S., SEAWARD, M.R.D. & THELL, A. (eds.): *Lichenological Contributions in Honour of Hans Martin Jahns*. *Bibliotheca Lichenologica* (108: 221-240).
- STAPPER, N. (2012b): Illustrierte Bestimmungshilfe zur Unterscheidung von *Candelaria concolor* und *Candelaria pacifica*. *Archive for Lichenology* 7: 1-12.
- STAPPER, N.J. (2013): Monitoring global change with lichens as bioindicators. - 20th International Conference on Environmental Indicators ICEI 2013 - Indicators in Environmental Monitoring: Standardization, Assessment and Policy - Trier, 16-19 September 2013.
- STAPPER, N.J. & APTROOT, A. (2018): Flechtenmonitoring auf 21 Wald-Dauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg - Kartierung 2018 und Auswertung der Erhebungen von 1986 bis 2018. – Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) - Karlsruhe 102 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 NJ, FRANZEN-REUTER, I. (2018): Wirkung lokaler Klimaveränderungen auf baumbewohnende Flechten in Nordrhein-Westfalen zwischen 2001 und 2017. - *Immissionschutz* 3/2018, 128-136.
- STAPPER, N.J. & KRICKE, R. (2004a): Luftbelastung in Düsseldorf 2003 ermittelt mit epiphytischen Flechten und Moosen als Bioindikatoren. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Landeshauptstadt Düsseldorf, Der Oberbürgermeister, Umweltamt, 68 S.

- STAPPER, N.J., KRICKE, R. (2004b): Epiphytische Moose und Flechten als Bioindikatoren von städtischer Überwärmung, Standorteutrophierung und verkehrsbedingten Immissionen. *Limprichtia* (Bonn) 24: 187-208.
- STAPPER, N.J. & JOHN, V. (2013): Stadtklima, Klimawandel und Immissionen: epiphytische Flechten als Bioindikatoren geeigneter denn je. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 4/2013, 167-168.
- STAPPER, N.J. & JOHN, V. (2015): Monitoring climate change with lichens as bioindicators. - Suivi du changement climatique à l'aide des lichens comme bioindicateurs. *Pollution atmosphérique* 226, abrufbar unter <http://odel.irevues.inist.fr/pollution-atmospherique/index.php?id=4936&format=print> (zuletzt aufgerufen am 13.01.2018).
- STATSOFT (2014): STATISTICA für Windows (Software-System für Datenanalyse), Version 12.0. www.statsoft.com.
- UBA - UMWELTBUNDESAMT (2008): Feinstaubbelastung in Deutschland. – Umweltbundesamt Pressestelle Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau. 22S.
- VAN HERK, C.M. (1999): Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. *Lichenologist* 31: 9-20.
- VAN HERK, C.M., APTROOT, A. & VAN DOBBEN, H.F. (2002): Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *Lichenologist* 34 (2): 141-154.
- VDI (2005): VDI-Richtlinie 3957 Blatt 13: 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 (2017): Biologische Messverfahren zur Ermittlung und Beurteilung der Wirkung von Umweltveränderungen (Biomonitoring) – Kartierung von Flechten zur Ermittlung der Wirkung von lokalen Klimaveränderungen. VDI 3957 Blatt 20 – Verein Deutscher Ingenieure, Düsseldorf.
- VORBECK, A. & WINDISCH, U. (2002): Forschungs- und Entwicklungsvorhaben Flechtenkartierung München – Eignung von Flechten als Bioindikatoren für verkehrsbedingte Immissionen. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (StMLU). *Materialien Umwelt und Entwicklung* 173. München, 174 S.
- WESTBERG, M. & U. ARUP (2011): *Candelaria pacifica* sp. nova (Ascomycota, Candelariales) and the identity of *Candelaria vulgaris*. *Bibliotheca Lichenologica* 106: 353-364.
- WESTBERG, M., & CLERK, P. (2012): Five species of *Candelaria* and *Candelariella* (Ascomycota, Candelariales) new to Switzerland. *MycKeys* 3: 1-12.
- WINDISCH, U., VORBECK, A., EICHLER, M., CEZANNE, R. (2011): Untersuchung der Wirkung des Klimawandels auf biotische Systeme in Bayern mittels Flechtenkartierung. Abschlussbericht 2011, überarbeitete Fassung 2012. Bayerisches Landesamt für Umwelt. (Hrsg.). Augsburg, 87 S. www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_all_00098.htm (zuletzt aufgerufen am 07.01.2013)
- WIRTH, V. (2010): Ökologische Zeigerwerte von Flechten – erweiterte und aktualisierte Artenliste. *Herzogia* 23: 229-248.

WIRTH, V., HAUCK, M., VON BRACKEL, W., CEZANNE, R., DE BRUYN, U., DÜRHAMMER, O., EICHLER, M., GNÜCHTEL, A., LITTERSKI, B., OTTE, V., SCHIEFELBEIN, U., SCHOLZ, P., SCHULTZ, M., STORDEUR, R., FEUERER, T., HEINRICH, D., JOHN, V., 2010: Checklist of lichens and lichenicolous fungi in Germany. Version #2: 19 January 2011. Georg August University of Göttingen: <http://www.gwdg.de/~mhauck>, Göttingen, Germany.

WIRTH, V., HAUCK, M. & SCHULTZ, M., 2013: Die Flechten Deutschlands. Ulmer, Stuttgart: 1244 S.

Tabellen- und Abbildungsanhang Flechten

Tab. 2/1: Indikatorarten für Klimaveränderungen, die im Rheinland bisher nachgewiesen wurden. Die Nomenklatur der Flechten richtet sich nach WIRTH et al. (2011). **VDI (2017), NL-SL:** Die aufgeführten Flechten sind Klimawandelzeiger (KWZ) gemäß VDI (2017) oder aufgrund der Angaben zum Areal in der Niederländischen Standardliste der Flechten (BLWG 2011; warm gemäßigte Arten, "gme, gemäßigt-mediterran" und südliche Arten, ssg, "submediterranean-subatlantisch-gemäßigt"). **RL-NRW:** Gefährdungsgrad (Kategorie) in NRW gemäß BÜLTMANN et al. (2011). **kA:** diese als Klimawandelindikator eingestufte Flechtenart ist in der Roten Liste für NRW nicht aufgeführt, im Untersuchungsgebiet aber in einigen Fällen (siehe benachbarte Spalten) bereits nachgewiesen worden. Aktuelle Vorkommen im Rheinland bzw. im Stadtgebiet von Düsseldorf seit 2000 aufgrund eigener Untersuchungen; **Anm.:** die Zahlen in dieser Spalte beziehen sich auf Anmerkungen unter der Tabelle. Stand: Dezember 2017.

Flechtenart	VDI (2017)	NL-SL Biomzone	RL-NRW (Kategorie)	Vorkommen aktuell		Anm.
				Rheinland	Düsseldorf	
<i>Arthonia pruinata</i>		gme	0			
<i>Arthonia ruana</i>	KWZ		3	•		
<i>Bacidina neosquamulosa</i>	KWZ		*	•	•	1
<i>Bactrospora dryina</i>	KWZ		0			
<i>Collema fasciculare</i>	KWZ		0			
<i>Coniocarpon cinnabarimum</i>	KWZ		0			
<i>Degelia plumbea</i>	KWZ		kA			
<i>Diploicia canescens</i>	KWZ	gme	3	•	•	2
<i>Enterographa crassa</i>		ssg	0			
<i>Fellhanera bouteillei</i>	KWZ	gme	1	•		
<i>Flavoparmelia caperata</i>	KWZ	gme	*	•	•	3
<i>Flavoparmelia soredians</i>	KWZ	ssg	3	•	•	4
<i>Flavopunctelia flaventior</i>		gme	kA	•	•	5
<i>Fuscidea lightfootii</i>	KWZ	gme	0			
<i>Graphis elegans</i>	KWZ	ssg	1	•		
<i>Halecania viridescens</i>	KWZ	gme	*	•	•	6
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>		gme	*	•	•	7
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	KWZ	ssg	kA	•	•	8
<i>Hypotrachyna laevigata</i>	KWZ		kA			
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	KWZ	gme	3	•	•	8a
<i>Jamesiella anastomosans</i>		ssg	*	•	•	9
<i>Lecanographa amylacea</i>	KWZ		0			
<i>Lecanora barkmaniana</i>		ssg	D	•	•	
<i>Melanohalea elegantula</i>	KWZ		*	•	•	10
<i>Melanohalea laciniatula</i>	KWZ	gme	2	•	•	11
<i>Micarea adnata</i>	KWZ		D			
<i>Micarea viridileprosa</i>	KWZ	gme	D	•	•	
<i>Nephroma laevigatum</i>	KWZ		0			
<i>Opegrapha ochrocheila</i>	KWZ	ssg	2	•		12
<i>Opegrapha vermicellifera</i>	KWZ	gme	3	•		13
<i>Parmelia submontana</i>	KWZ		2			
<i>Parmelina quercina</i>	KWZ	gme	0			
<i>Parmotrema perlatum</i>	KWZ	gme	*	•	•	14
<i>Parmotrema pseudoreticulatum</i>	KWZ	ssg	D	•		
<i>Parmotrema reticulatum</i>	KWZ	ssg	D	•	•	15
<i>Parmotrema stuppeum</i>			1	•		16

Flechtenart	VDI (2017)	NL-SL Biomzone	RL-NRW (Kategorie)	Vorkommen aktuell		Anm.
				Rheinland	Düsseldorf	
<i>Pertusaria hymenea</i>	KWZ		1			
<i>Pertusaria trachythallina</i>	KWZ		0			
<i>Phaeographis inusta</i>	KWZ		0			
<i>Phaeophyscia endophoenicea</i>		gme	1	•	•	
<i>Physcia clementei</i>		ssg	kA		•	17
<i>Physcia tribacia</i>		gme	0	•	•	18
<i>Physcia tribacioides</i>	KWZ	gme	D	•	•	19
<i>Physciella chloantha</i>		ssg?	kA	•	•	20
<i>Physconia grisea</i>		gme	*	•	•	21
<i>Pleurosticta acetabulum</i>		gme	3	•	•	22
<i>Porina leptalea</i>	KWZ		*	•	•	23
<i>Punctelia borrieri</i>	KWZ	ssg	D	•	•	24
<i>Punctelia jeckeri</i>	KWZ		*	•	•	25
<i>Punctelia subrudecta</i>	KWZ	gme	*	•	•	26
<i>Pyrenula nitida</i>	KWZ		2			
<i>Pyrenula nitidella</i>	KWZ		1			
<i>Ropalospora viridis</i>	KWZ		*			
<i>Schismatomma decolorans</i>	KWZ	ssg	D	•	•	27
<i>Scoliciosporum gallurae</i>		gme	D			
<i>Strigula affinis</i>		gme	0			
<i>Strigula jamesii</i>		ssg	*			
<i>Thelenella modesta</i>		gme	0			
<i>Thelotrema lepadinum</i>	KWZ		1			
<i>Usnea florida</i>	KWZ		1			
<i>Xanthoria calcicola</i>		gme	*	•		28

Anmerkungen: (1) 1999 von VAN HERK & APTROOT beschrieben, in Düsseldorf an der Stammbasis von (Wald-)Bäumen. (2) Erster Nachweis in Düsseldorf 2003. (3) Im Gebiet urwüchsig. (4) Ähnelt *F. caperata*, erster Nachweis in Düsseldorf 2003; seit 1997 in Deutschland in Ausbreitung begriffen, ursprünglich in Westeuropa und dem Mittelmeerraum. (5) Juni 2000 an einem Ahorn in Düsseldorf-Garath gefunden, einziges bekanntes Vorkommen in NRW; wahrscheinlich mit dem Trägerbaum in den 1970er Jahren (?) nach Düsseldorf-Garath gelangt und hat am jetzigen Standort aufgrund der dort wohl immer schon geringen Immissionsbelastung überlebt. (6) Bei uns am häufigsten an Borke von *Sambucus nigra* und *Fraxinus excelsior*, häufig übersehen, "grünalgenartig". (7) Januar 2002 am Niederrhein in NRW erstmals wieder gefunden (STAPPER & KRICKE, unveröffentlicht), galt seit 1973 als verschollen; in Düsseldorf und Umgebung seit 2003 unvermindert in Ausbreitung. (8) Erst seit kurzer Zeit als bei uns heimische Art erkannt, früher eventuell zusammen mit *H. revoluta* (8a) erfasst, wahrscheinlich beide seit 2003 im Gebiet. (9) 2009 erstmals in Düsseldorf nachgewiesen an einer Linde in Benrath. (10 und 11) erstmals 2008 in Düsseldorf. (12) 2003 im Tal der Wupper nahe Müngsten an einer alten Hainbuche. (13) Im Dezember 2008 am Urdenbacher Altrhein unweit der Bürgeler Wiesen an Weidenborke gefunden und 2018 an einem Baum an der Station Volmerswerth. (14) 2000 im Süden von Dortmund und seither in allen Städten an Rhein und Ruhr von Westen kommend in Ausbreitung. (15) 2008 in Düsseldorf-Garath, dort inzwischen erloschen, aber neue Funde in Düsseldorf und in Erkrath-Hochdahl (2013). (16) Diese Flechte ähnelt *P. perlatum* (siehe 14), zeigt mit KOH jedoch eine rote Markreaktion; einige der Belege aus Deutschland wurden inzwischen als *Parmotrema pseudoreticulatum* identifiziert (APTROOT & STAPPER 2008). (17) Vorkommen an einem Baum nahe eines Monitoringbaums an der Station NORD im Herbst 2017; erster Nachweis für NRW; 2018 an einem Monitoringbaum der Station NORD. (18) Erster Wiederfund für NRW 2013 in Düsseldorf-Volmerswerth, 2017 ein weiterer Fund an der Station Nord, aber nicht an einem Monitoringbaum. (19) Ein Vorkommen in Düsseldorf-Garath 2003, seitdem sporadische Neufunde. (20) 2013 bereits in Düsseldorf (Hofgarten) gefunden, als "unbekannte *Physcia*" abgelegt und erst 2017 erkannt, Erstnachweis für NRW; inzwischen weitere Vorkommen 2017 in D.-Garath und in Hilden; die Angabe der Biomzone ist noch unklar. (21) Nitrophyt, seit 2003 in Düsseldorf, stark in Ausbreitung. (22) erste Vorkommen in Düsseldorf-Hellerhof 2003, seitdem sporadische Neufunde im Stadtgebiet und im Kreis Mettmann. (23) Seit ca. 2005 selten an alten Buchen im Wald nahe Düsseldorf-Gerresheim. (24) 2002 in NRW erstmals gefunden (hb. Stapper), 2003 in Düsseldorf, seither in Ausbreitung. (25, 26) beide Arten seit 2000 im Gebiet belegt und vor ca. 2000 nicht unterschieden. (27) Epiphyt in den Niederlanden nahe der deutschen Grenze, im Frühjahr 2011 erstmals für NRW nahe Haus Bürgel an einer Pappel nachgewiesen. (28) Epiphytische Vorkommen an Linden und Eschen am Niederrhein im Sommer 2003.

Tab. 2/2: Artenspektrum und Indikatoreigenschaften der Baumflechten im Gebiet.

Häufigkeit: Anteil (%) der Bäume mit mindestens einem Vorkommen der Art im Jahr 2003 im gesamten Stadtgebiet (1015 Bäume; DUS, 2003, kursive Zahlen) bzw. in den Jahren 2003 bis 2018 an den vier Stationen Nord, City, Hafen und Süd (208, 211, 204, 204, 201, 200, 184, 180, 169, 154 bzw. 152 Bäume). 2016 bis 2018, kursiv gesetzte Zahlen: Angaben für die vorgenannten vier Stationen plus der Station Volmerswerth ("plus VOLM"; 21 Bäume). **Ind., Indikatoreigenschaften:** VDI-Klimawandelindikator gemäß VDI-Richtlinie 3957 Blatt 20 (VDI 2017) sind durch orange Hinterlegung des Flechtennamens gekennzeichnet; NL-SL, Klimawandelindikator aufgrund der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (BLWG 2011), warmgemäßigte Arten („gme“) und südliche Arten (ssg, „submediterranean-subatlantic-moderate“); **Veränd., Sortierungskriterium,** jährliche Veränderung der prozentualen Häufigkeit der Flechtenart an den vier Stationen Nord, City, Hafen und Süd im Zeitraum 2003 bis 2018.

Anmerkungen: *Buellia griseovirens*, *Caloplaca citrina*, *Caloplaca holocarpa*, *Candelariella aurella*, *Coenogonium pineti*, *Lecanora allophana* und *Trapeliopsis flexuosa* waren Bestandteil des Artenspektrums der flächendeckenden Untersuchung von Düsseldorf 2003, die an den Messstationen nicht mehr nachgewiesen wurden und daher in der Tabelle nicht aufgeführt sind. **(1)**, *Candelaria concolor* und die seit 2009 im Gebiet belegte, aber seltenere *C. pacifica* wurden bis 2016 nicht getrennt erfasst. **(2)**, für *Physcia adscendens* und *P. tenella*, die 2003 noch als Artengruppe zusammengefasst wurden ("nd"), ist die Veränderung für den Zeitraum 2008 bis 2018 angegeben. **(3)**, *Hypotrachyna afrorevoluta* wurde 2003 wahrscheinlich einige Male irrtümlich als *H. revoluta* angesprochen. **(4)**, unter der Bezeichnung *Candelariella boleana* s.l. (*C. boleana* ETAYO, PALICE & SPRIBILLE) werden verschiedene Arten der Gattung mit körnig-schuppigem Lager zusammengefasst, die *C. xanthostigma* ähneln, darunter möglicherweise auch *Candelariella viae-lacteeae*. **(5)**, *Usnea*-Arten wurden ab 2008 nicht mehr auf Artniveau angesprochen. **(6)**, unter der Bezeichnung "*Candelariella reflexa* auct." werden weitere Arten der Gattung zusammengefasst, die im Gelände nicht zu trennen sind, darunter *C. reflexa* s.str., *C. efflorescens* HARRIS & BUCK. und *C. xanthostigmoides* MÜLL.ARG.

Flechte, Artname	Ind. NL	Ver- änd. (%/a)	Untersuchungsjahr, Untersuchungsgebiet														
			Stationen NORD, CITY, HAFEN und SÜD												plus VOLM		
			2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2016	2017	2018
Häufigkeit der Flechte auf den Bäumen (%)																	
Flechtenarten mit > 0,5 % Zunahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2003 bis 2018 (vier Stationen)																	
<i>Candelaria pacifica</i>		7,27	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,6	9,9	nd	3,4	9,2
<i>Candelaria concolor</i> (*)		5,13	11,0	38,5	51,2	67,2	66,7	75,1	79,5	83,7	86,7	88,2	88,3	79,6	87,4	88,1	79,8
<i>Punctelia subrudecta</i>	gme	4,70	20,1	42,8	47,4	53,4	58,8	64,2	72,0	78,8	80,0	85,2	85,1	83,6	84,8	85,2	83,8
<i>Punctelia jeckeri</i>		3,41	30,5	52,4	50,2	50,5	55,9	57,7	66,5	64,7	75,0	76,3	80,5	78,9	77,5	81,8	80,3
<i>Physconia grisea</i>	gme	3,10	3,9	12,0	16,1	16,2	22,6	23,9	29,5	31,0	33,9	42,0	48,1	44,1	41,4	47,2	43,9
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	gme	2,89	1,3	14,4	15,6	20,6	22,1	28,9	30,0	33,7	36,1	36,1	42,9	42,1	37,7	45,5	46,2
<i>Punctelia borrieri</i>	ssg	2,77	1,3	9,6	6,2	9,3	14,7	12,9	21,0	21,2	28,9	32,5	39,0	37,5	31,4	37,5	36,4
<i>Xanthoria parietina</i>		2,15	37,0	57,7	66,4	71,1	72,6	70,7	77,0	71,2	72,2	72,2	75,3	74,3	74,9	77,8	76,9
<i>Flavoparmelia caperata</i>	gme	1,83	24,7	25,5	29,4	32,8	33,8	35,3	39,5	38,6	42,2	47,3	46,8	48,0	46,6	47,2	48,0
<i>Flavoparmelia soredians</i>	ssg	1,17	5,2	20,7	18,5	14,7	20,6	18,4	21,0	21,7	21,7	25,4	27,3	23,7	24,1	26,1	23,7
<i>Parmotrema perlatum</i>	gme	0,96	6,5	11,5	8,1	9,3	11,3	12,9	16,5	19,0	16,1	17,2	19,5	18,4	18,3	21,0	19,7
<i>Melanohalea elegantula</i>		0,79	0,0	0,5	2,4	3,9	3,9	4,5	6,5	6,0	8,3	7,7	9,7	11,2	7,3	9,1	9,8
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	ssg	0,71	1,3	6,3	3,3	4,4	3,4	4,5	5,5	6,5	7,2	8,3	12,3	13,2	7,3	10,8	11,6
<i>Lepraria incana</i>		0,66	12,3	17,3	21,8	23,5	25,0	19,9	23,0	21,7	21,1	24,9	24,7	23,7	23,6	23,3	22,5
<i>Physcia adscendens</i> (**)		0,56	nd	66,8	66,8	72,1	72,1	68,7	77,0	64,1	76,7	70,4	75,3	72,4	70,2	75,0	71,1
<i>Melanohalea exasperatula</i>		0,53	7,1	5,3	7,1	10,8	6,4	11,9	16,5	8,7	11,1	12,4	14,9	11,8	11,0	14,2	11,0
überwiegend seltene Flechtenarten mit weniger als 0,5 % Veränderung ihrer Häufigkeit in den Jahren 2003 bis 2018 (vier Stationen)																	
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	gme	0,40	0,0	0,5	2,4	1,0	2,5	1,5	3,5	3,3	2,8	5,9	5,2	5,3	5,2	4,5	4,6
<i>Ramalina farinacea</i>		0,36	9,7	15,4	18,5	17,2	20,1	18,9	18,0	19,0	17,2	17,8	17,5	16,4	21,5	20,5	19,1
<i>Physcia caesia</i>		0,31	11,7	18,3	19,0	18,6	14,7	13,9	17,0	18,5	13,3	19,5	22,7	16,4	17,8	21,6	16,2
<i>Lecanora barkmaniana</i>	ssg	0,29	0,0	0,0	1,0	0,5	2,5	2,5	5,0	2,7	1,7	1,8	3,9	4,6	1,6	4,0	5,8
<i>Lecanora chlorotera</i>		0,29	1,3	1,0	1,4	2,5	2,9	2,5	3,5	3,8	3,9	3,6	4,5	5,3	3,1	4,0	4,6
<i>Caloplaca obscurella</i>		0,28	0,0	0,0	2,4	2,5	1,0	1,0	1,0	2,7	1,1	1,8	2,6	7,2	1,6	2,3	9,2
<i>Lecidella elaeochroma</i>		0,25	0,0	0,5	1,0	2,9	1,0	1,5	1,0	1,1	1,7	3,0	4,5	3,9	3,1	4,0	4,6

Flechte, Artname	Ind.	Ver- änd. NL (%)	Untersuchungsjahr, Untersuchungsgebiet														
			Stationen NORD, CITY, HAFEN und SÜD												plus VOLM		
	2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2016	2017	2018		
	Häufigkeit der Flechte auf den Bäumen (%)																
<i>Bacidia neosquamulosa</i>		0,22	0,0	0,0	1,9	3,4	1,5	4,5	2,5	2,2	3,9	3,6	1,9	3,3	3,1	1,7	2,9
<i>Lepraria rigidula</i>		0,19	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	2,0	1,5	1,6	2,2	1,2	3,2	1,3	1,0	2,8	1,2
<i>Parmelia saxatilis</i>		0,14	0,0	1,9	1,9	2,9	2,9	2,5	2,5	2,7	2,2	3,0	2,6	2,6	3,1	2,3	2,3
<i>Lecanora compallens</i>		0,14	0,0	0,0	1,9	0,5	1,0	2,0	3,0	3,8	2,8	1,2	0,6	2,0	1,6	1,7	2,3
<i>Xanthoria ucrainica</i>		0,13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,2	2,0	0,0	3,4	2,3
<i>Parmelina tiliacea</i>		0,12	1,3	0,5	1,0	1,0	1,5	1,0	1,5	2,2	2,8	3,0	1,9	2,0	3,1	1,7	2,3
<i>Candelariella xanthostigma</i>		0,11	0,0	0,0	2,4	2,5	2,0	2,5	3,0	2,2	1,7	2,4	1,3	2,0	4,2	2,8	2,9
<i>Cladonia fimbriata</i>		0,11	0,0	0,0	0,5	0,0	0,5	0,5	1,0	0,5	0,0	1,2	1,9	1,3	1,0	1,7	1,2
<i>Candelariella boleana</i>		0,10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	1,6	1,1	0,0	1,3	1,3	0,0	2,3	1,2
<i>Phaeophyscia endophaenicea</i>	gme	0,09	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5	1,6	0,6	0,0	1,3	1,3	0,0	2,3	1,2
<i>Physciella chloantha</i>	ssg?	0,08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	1,3	0,0	2,3	1,2	
<i>Lepraria lobificans</i>		0,08	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	2,2	0,6	1,3	0,0	0,5	1,1	0,0
<i>Rinodina pityrea</i>		0,06	0,0	0,0	0,0	0,5	1,0	1,0	1,0	1,1	1,1	0,6	0,6	0,7	0,5	0,6	0,6
<i>Cladonia coniocraea</i>		0,06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	1,6	0,6	1,2	0,6	0,0	1,0	0,6	0,0
<i>Normandina pulchella</i>		0,06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,7	0,5	0,6	0,6
<i>Diploicia canescens</i>	gme	0,06	0,7	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	1,3	2,0	1,0	1,1	1,7
<i>Hypocenomyce scalaris</i>		0,06	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,7	0,5	0,6	0,6
<i>Physconia perisidiosa</i>		0,05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,6	0,6	0,7	0,5	0,6	0,6
<i>Melanohalea laciniatula</i>	gme	0,05	0,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	1,3	0,7	0,5	1,1	0,6
<i>Phlyctis argena</i>		0,05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,6	0,7	0,5	1,1	1,2
<i>Physconia enteroxantha</i>		0,04	0,7	1,0	0,5	0,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	2,0	0,5	0,6	1,7
<i>Lecanora carpinea</i>		0,03	0,0	0,0	0,5	0,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,0	1,0	1,1	0,6
<i>Melanelixia glabrata</i>		0,02	3,9	4,8	6,2	8,8	1,5	5,5	5,0	4,9	3,9	7,7	5,2	3,9	7,3	5,1	4,6
<i>Lecania naegelii</i>		0,02	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,6
<i>Oxneria huculica</i>		0,02	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,6
<i>Physcia clementei</i>	ssg	0,02	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	0,0	0,0	0,6
<i>Trapeliopsis granulosa</i>		0,02	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,6	0,0
<i>Usnea spp.</i>		0,01	0,7	2,4	2,8	2,9	3,4	2,5	1,5	1,1	1,1	1,8	1,9	2,6	1,6	1,7	2,3
<i>Lecanora pulicaris</i>		0,01	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,6	0,0
<i>Bilimbia sabuletorum</i>		0,01	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Parmelia sulcata</i>		0,01	72,1	77,9	75,8	68,6	78,4	75,1	76,0	72,3	75,6	75,1	72,7	73,7	76,4	75,0	74,6
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	gme	0,01	0,7	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,7	0,5	0,6	0,6
<i>Lecania cyrtella</i>		0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Lecidella flavosorediata</i>		0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Opographa vermicillifera</i>	gme	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Lecanora symmicta</i>		0,00	0,0	0,5	1,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,6	0,0
<i>Physcia spp.</i>		0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Catillaria nigroclavata</i>		0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Tuckermanopsis chlorophylla</i>		-0,01	0,0	0,5	0,5	0,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	gme	-0,01	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pseudevernia furfuracea</i>		-0,01	2,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,5	0,5	0,5	1,1	0,6	0,6	1,3	0,5	0,6	1,2
<i>Evernia prunastri</i>		-0,01	42,2	44,7	43,1	40,7	44,1	43,3	43,5	42,9	44,4	42,6	48,1	37,5	41,9	46,6	37,0
<i>Parmotrema reticulatum</i>	ssg	-0,01	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Lecidella scabra</i>		-0,01	0,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Bacidia adastrata</i>		-0,01	0,7	0,5	0,5	0,5	2,0	2,0	1,0	1,6	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Physcia tribacioides</i>	gme	-0,02	0,0	0,5	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ramalina pollinaria</i>		-0,02	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Physconia distorta</i>		-0,02	0,0	0,5	0,5	0,0	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
<i>Lecanora dispersa</i>		-0,03	0,0	4,3	3,8	7,4	3,9	5,5	2,5	2,7	1,7	4,1	0,6	2,6	3,7	0,6	2,3
<i>Ramalina spp.</i>		-0,03	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Flechte, Artnamen	Ind. NL	Ver- änd. (%/a)	Untersuchungsjahr, Untersuchungsgebiet														
			Stationen NORD, CITY, HAFEN und SÜD												plus VOLM		
			2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2016	2017	2018
Häufigkeit der Flechte auf den Bäumen (%)																	
<i>Lepraria spp.</i>		-0,03	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Lecanora muralis</i>		-0,04	2,0	1,0	1,0	2,5	1,0	1,5	1,5	1,1	1,1	1,8	1,3	0,7	1,6	1,7	0,6
<i>Rinodina oleae</i>		-0,06	1,3	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cladonia spp.</i>		-0,08	0,7	0,5	1,0	2,5	0,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Bacidia spp.</i>		-0,13	2,6	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Physcia aipolia</i>		-0,14	0,0	4,3	3,3	4,4	2,5	3,0	2,0	1,6	1,7	1,2	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0
<i>Candelariella vitellina</i>		-0,14	3,9	1,0	2,4	4,9	3,4	3,0	4,0	1,6	0,6	2,4	1,3	2,0	2,1	1,1	1,7
<i>Physcia stellaris</i>		-0,18	4,6	0,0	2,4	1,5	1,0	0,5	1,5	1,1	0,6	0,6	0,6	1,3	0,5	0,6	1,2
<i>Lecanora expallens</i>		-0,20	30,5	20,7	22,3	15,2	23,5	24,4	24,5	24,5	23,9	25,4	22,1	21,1	25,1	21,0	20,8
<i>Hypogymnia tubulosa</i>		-0,22	13,6	11,1	6,2	8,3	9,3	10,5	10,5	11,4	7,8	8,3	5,8	11,2	7,3	5,1	9,8
<i>Lecanora hagenii</i>		-0,27	5,8	0,5	5,2	1,5	2,0	3,5	3,5	3,3	1,7	2,4	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0
<i>Amandinea punctata</i>		-0,29	46,8	36,1	38,9	44,1	44,6	42,8	44,5	46,7	38,9	45,0	33,8	39,5	50,8	41,5	45,1
<i>Placynthiella icmalea</i>		-0,34	7,1	0,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>		-0,35	76,6	72,1	75,8	77,5	75,5	74,6	72,5	76,6	73,9	73,4	70,8	69,7	71,2	69,3	69,9
<i>Strangospora pinicola</i>		-0,37	7,8	1,4	3,8	3,9	0,5	2,5	1,0	2,2	0,0	0,6	1,3	2,0	0,5	1,7	2,9
<i>Physcia dubia</i>		-0,40	8,4	1,9	4,7	7,8	5,4	6,0	5,0	4,3	3,9	1,8	1,9	0,7	2,1	2,8	1,7
Flechtenarten mit > 0,5 % Abnahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2003 bis 2018 (vier Stationen)																	
<i>Lecanora conizaeoides</i>		-0,52	9,7	1,0	2,4	1,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Candelariella reflexa</i>		-0,54	66,2	66,8	71,1	65,7	68,6	64,7	71,0	70,7	70,0	62,7	56,5	57,2	62,8	55,1	58,4
<i>Phaeophyscia nigricans</i>		-1,02	27,9	21,6	18,5	19,1	18,6	13,4	1,0	13,0	13,9	18,3	11,7	12,5	16,8	10,2	11,0
<i>Melanelixia subaurifera</i>		-1,04	60,4	53,4	44,6	51,5	48,5	52,2	53,0	50,0	42,8	43,2	38,3	47,4	45,5	40,9	49,7
<i>Hypogymnia physodes</i>		-1,08	33,8	25,0	27,5	26,0	26,5	25,9	28,5	23,9	17,2	17,2	17,5	18,4	15,7	15,9	16,8
<i>Physcia tenella</i>		-1,15	97,4	97,1	93,4	88,2	87,8	90,1	79,0	78,8	84,4	81,7	87,7	82,9	83,8	86,4	84,4
<i>Xanthoria candelaria</i>		-1,88	35,7	28,4	26,1	28,4	32,4	26,4	26,5	16,3	8,9	15,4	9,7	11,8	19,9	15,3	16,8
<i>Xanthoria polycarpa</i>		-2,50	42,9	19,2	20,4	22,6	23,0	13,9	18,0	7,6	5,6	4,1	7,1	2,6	5,2	8,0	4,6
Taxa insgesamt: 93																	
Artenzahl/Jahr			54	59	66	62	69	67	71	74	68	65	71	68	65	71	71

Tab. 2/3: Häufigkeit und Indikatoreigenschaften epiphytischer Flechten an 81 seit 2003 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen an den Messstationen Nord, City, Hafen und Süd.

Indikatoreigenschaften: T, R, N: Temperaturzahl, Reaktionszahl (= Säuregrad des Substrates) und Nährstoffzahl (Toleranz gegenüber Nährstoffeinträgen) nach WIRTH (2010). Ein leeres Feld in diesen Spalten bedeutet indifferentes Verhalten der Art oder dass kein entsprechender Wert veröffentlicht wurde. R-Werte ≤ 3 rosa, N-Werte ≥ 8 grün hinterlegt. VDI: Klimawandelzeiger (KWZ) nach VDI-Richtlinie 3957 Blatt 20 (VDI 2017); NL-SL: Klimawandelindikator aufgrund der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (BLWG 2011), warmgemäßigte Arten („gme“) und südliche Arten (ssg, „submediterranean-subatlantisch-gemäßigt“); **Häufigkeit:** Prozentualer Anteil der Trägerbäume mit mindestens einem Lager der entsprechenden Art im jeweiligen Untersuchungsjahr. **Veränd:** Sortierungskriterium, Veränderung der Prozentualen Häufigkeit der Flechtenart pro Jahr im Zeitraum 2003 bis 2018, für *Physcia adscendens* und *P. tenella*, die 2003 noch als Artengruppe zusammengefasst wurden (n.d., nicht differenziert), ist die Veränderung für den Zeitraum 2008 bis 2017 angegeben; (*), *Candelaria concolor* und *C. pacifica* wurden nicht durchgehend differenziert, da sie häufig nebeneinander vorkommen und kaum zu trennen sind. Weitere Angaben zur Artenbezeichnung und Gruppenbildung siehe Legende zu Tabelle 2/2.

Flechte, Artname	Indikatoreigenschaft					Untersuchungsjahr												Veränd. (%/a)
	T	R	N	VDI	NL	2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	
Häufigkeit (Anteil der Bäume mit Vorkommen der jeweiligen Art, %)																		
Flechtenarten mit > 0,5 % Zunahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2003 bis 2018																		
<i>Candelaria concolor</i>	5	6	7			16,0	42,0	53,1	69,1	69,1	77,8	84,0	80,2	85,2	86,4	72,8	4,46	
<i>Punctelia subrudecta</i>	7	4	5	KWZ	gme	23,5	40,7	44,4	51,9	55,6	58,0	70,4	74,1	74,1	77,8	80,2	76,5	4,09
<i>Physconia grisea</i>	7	6	8		gme	6,2	16,0	18,5	19,8	27,2	30,9	35,8	39,5	43,2	45,7	53,1	48,1	3,35
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	9	7	7		gme	2,5	16,0	17,3	28,4	32,1	33,3	35,8	40,7	37,0	38,3	51,9	43,2	3,03
<i>Punctelia borteri</i>	8	5	6	KWZ	ssg	2,5	7,4	7,4	8,6	12,3	11,1	18,5	19,8	28,4	33,3	43,2	30,9	2,66
<i>Punctelia jeckeri</i>	7	4	6	KWZ		39,5	50,6	55,6	51,9	51,9	56,8	65,4	63,0	70,4	74,1	72,8	72,8	2,47
<i>Xanthoria parietina</i>		7	8			35,8	55,6	63,0	72,8	75,3	76,5	76,5	70,4	75,3	70,4	74,1	70,4	2,12
<i>Flavoparmelia caperata</i>	7	5	4	KWZ	gme	30,9	25,9	27,2	38,3	38,3	42,0	43,2	40,7	44,4	48,1	44,4	44,4	1,41
<i>Candelaria pacifica</i>														3,7	0,0	2,5	7,4	1,36
<i>Melanohalea elegantula</i>	7	4	5	KWZ		0,0	0,0	2,5	3,7	3,7	6,2	9,9	7,4	9,9	8,6	13,6	12,3	0,99
<i>Flavoparmelia soredians</i>	9	6	5	KWZ	ssg	4,9	21,0	19,8	12,3	18,5	17,3	19,8	21,0	17,3	24,7	24,7	19,8	0,93
<i>Physcia adscendens</i>		7	8			58,0	67,9	74,1	77,8	75,3	79,0	65,4	79,0	75,3	74,1	74,1	0,92	
<i>Parmotrema perlatum</i>	7	5	4	KWZ	gme	6,2	13,6	7,4	9,9	12,3	16,0	22,2	21,0	17,3	14,8	19,8	16,0	0,88
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	7	4	4	KWZ	ssg	0,0	6,2	3,7	2,5	2,5	3,7	3,7	11,1	6,2	6,2	7,4	9,9	0,55
<i>Lepraria incana</i>	5	3	5			13,6	17,3	19,8	22,2	21,0	18,5	22,2	19,8	18,5	21,0	22,2	24,7	0,52
Flechtenarten mit weniger als 0,5 % Veränderung ihrer Häufigkeit in den Jahren 2003 bis 2018																		
<i>Ramalina farinacea</i>	5	5	4			11,1	12,3	14,8	14,8	16,0	12,3	17,3	14,8	17,3	16,0	18,5	14,8	0,37
<i>Bacidia neosquamulosa</i>	6	5	6	KWZ		0,0	0,0	1,2	1,2	0,0	3,7	1,2	2,5	4,9	4,9	3,7	3,7	0,35
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	7	5	4	KWZ	gme	1,2	1,2	1,2	1,2	2,5	0,0	3,7	3,7	2,5	4,9	4,9	4,9	0,31
<i>Lecanora chlorotera</i>	5	6	5			1,2	1,2	1,2	1,2	3,7	3,7	1,2	3,7	4,9	3,7	3,7	4,9	0,27
<i>Caloplaca obscurella</i>	6	7	8			0,0	0,0	2,5	3,7	1,2	1,2	1,2	2,5	0,0	2,5	2,5	7,4	0,26
<i>Parmelia saxatilis</i>	4	3	3			0,0	1,2	2,5	3,7	3,7	3,7	3,7	3,7	2,5	3,7	3,7	3,7	0,22
<i>Melanohalea exasperatula</i>	5	5	6			9,9	8,6	9,9	12,3	11,1	14,8	18,5	11,1	13,6	12,3	13,6	8,6	0,19
<i>Lepraria rigidula</i>	5	4	2			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,2	0,0	2,5	1,2	2,5	0,0	0,12
<i>Lecanora barkmaniana</i>					ssg	0,0	0,0	1,2	0,0	2,5	1,2	3,7	2,5	0,0	1,2	2,5	1,2	0,12
<i>Normandina pulchella</i>	5	5	4			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	0,12
<i>Lepraria lobificans</i>	5	6	3			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,9	1,2	0,0	0,0	0,09
<i>Melanohalea laciniatula</i>	7	5	5	KWZ	gme	0,0	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	2,5	1,2	0,09
<i>Usnea spp.</i>						1,2	1,2	2,5	3,7	3,7	2,5	2,5	1,2	2,5	2,5	3,7	2,5	0,08
<i>Physciella chloantha</i>	9	7	8		ssg?	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,06
<i>Bacidia adastrata</i>						0,0	0,0	0,0	1,2	1,2	2,5	1,2	2,5	3,7	0,0	0,0	0,0	0,06
<i>Rinodina pityrea</i>	7	8	8			0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	0,0	1,2	0,0	0,06
<i>Parmelina tiliacea</i>	6	5	6			2,5	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	2,5	2,5	2,5	0,0	2,5	0,05
<i>Candelariella viae-lacteeae</i>	9	7	7			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	2,5	0,0	0,0	0,0	0,05
<i>Lecania naegelii</i>	5	7	7			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,04
<i>Diploicia canescens</i>	7	8	6	KWZ	gme	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,04
<i>Cladonia fimbriata</i>	5	4	3			0,0	0,0	1,2	0,0	1,2	1,2	1,2	0,0	0,0	1,2	1,2	0,0	0,03
<i>Xanthoria ucrainica</i>						0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,03

Flechte, Artname	Indikatoreigenschaft					Untersuchungsjahr											Veränd. (%/a)
	T	R	N	VDI	NL	2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	
Häufigkeit (Anteil der Bäume mit Vorkommen der jeweiligen Art, %)																	
<i>Phaeophyscia endophoenicea</i>	5	7	6		gme	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,2	0,0	0,0	0,0
<i>Lecanora compallens</i>						0,0	0,0	3,7	1,2	0,0	1,2	2,5	2,5	0,0	0,0	1,2	1,2
<i>Candelariella xanthostigma</i>	5	5	5			0,0	0,0	1,2	1,2	0,0	3,7	1,2	0,0	1,2	0,0	0,0	1,2
<i>Physconia enteroxantha</i>	4	6	6			1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5
<i>Lecania cyrtella</i>	5	7	6			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	6	7	5		gme	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	1,2	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Physcia caesia</i>		8	9			11,1	14,8	21,0	23,5	13,6	12,3	14,8	14,8	7,4	17,3	21,0	12,3
<i>Flavopunctelia flaventior</i>	8	4	6		gme	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
<i>Candelariella boleana s.l.</i>																1,2	1,2
<i>Physconia distorta</i>	5	7	6			0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Catillaria nigroclavata</i>	5	7	7			0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Lecidella elaeochroma</i>	5	6	5			0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0
<i>Physcia tribacioides</i>				KWZ	gme	0,0	0,0	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Amandinea punctata</i>		5	7			43,2	33,3	33,3	48,1	44,4	42,0	44,4	46,9	35,8	48,1	34,6	38,3
<i>Melanelixia glabratala</i>	6	3	4			3,7	4,9	11,1	9,9	1,2	6,2	6,2	6,2	4,9	7,4	3,7	4,9
<i>Lecanora muralis</i>		8	9			1,2	2,5	2,5	4,9	1,2	2,5	1,2	1,2	2,5	2,5	1,2	1,2
<i>Cladonia spp.</i>		3	3			0,0	1,2	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	4	3	2			3,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
<i>Ramalina pollinaria</i>		4	5			1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ramalina spp.</i>						1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Candelariella vitellina</i>		5	8			3,7	0,0	2,5	4,9	2,5	4,9	4,9	1,2	0,0	3,7	1,2	2,5
<i>Physcia aipolia</i>		7	5			0,0	3,7	2,5	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	1,2	0,0	0,0
<i>Lecanora dispersa</i>		8	8			0,0	8,6	7,4	6,2	3,7	3,7	2,5	3,7	2,5	4,9	0,0	3,7
<i>Rinodina oleae</i>	6	8	6			2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Bacidia spp.</i>						2,5	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Physcia stellaris</i>	4	6	6			6,2	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Lecanora hagenii</i>		8	7			6,2	0,0	6,2	1,2	0,0	2,5	3,7	3,7	0,0	1,2	0,0	0,0
<i>Lecanora expallens</i>	6	4	5			35,8	19,8	22,2	12,3	25,9	25,9	28,4	28,4	24,7	24,7	23,5	21,0
<i>Strangospora pinicola</i>	5	3	5			4,9	2,5	2,5	2,5	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Physcia dubia</i>		7	8			7,4	1,2	6,2	7,4	3,7	9,9	4,9	4,9	3,7	2,5	2,5	0,0
<i>Lecanora conizaeoides</i>	5	2	5			9,9	0,0	2,5	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Flechtenarten mit > 0,5 % Abnahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2003 bis 2018																	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>		7	9			76,5	79,0	81,5	77,8	82,7	74,1	75,3	75,3	72,8	72,8	74,1	71,6
<i>Placynthiella icmalea</i>		2	5			11,1	1,2	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Parmelia sulcata</i>		5	7			79,0	74,1	77,8	59,3	79,0	75,3	75,3	70,4	71,6	66,7	70,4	70,4
<i>Evermia prunastri</i>	5	3	4			48,1	42,0	35,8	33,3	33,3	33,3	35,8	35,8	39,5	37,0	39,5	28,4
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	5	5	4			21,0	11,1	7,4	8,6	8,6	12,3	11,1	7,4	7,4	7,4	2,5	6,2
<i>Phaeophyscia nigricans</i>		8	9			27,2	28,4	19,8	25,9	22,2	17,3	9,9	14,8	14,8	21,0	14,8	16,0
<i>Candelariella reflexa</i>	6	5	7			67,9	69,1	67,9	66,7	67,9	61,7	69,1	67,9	64,2	55,6	50,6	53,1
<i>Physcia tenella</i>		6	8			98,8	96,3	96,3	86,4	88,9	91,4	81,5	74,1	81,5	81,5	86,4	79,0
<i>Hypogymnia physodes</i>		3	3			42,0	23,5	30,9	24,7	22,2	24,7	25,9	19,8	14,8	11,1	8,6	14,8
<i>Melanelixia subaurifera</i>	5	6	5			67,9	55,6	46,9	48,1	53,1	55,6	53,1	49,4	38,3	37,0	32,1	40,7
<i>Xanthoria candelaria</i>		6	8			42,0	30,9	24,7	25,9	29,6	23,5	22,2	8,6	6,2	13,6	7,4	8,6
<i>Xanthoria polycarpa</i>		7	8			46,9	19,8	18,5	22,2	27,2	13,6	18,5	7,4	3,7	4,9	3,7	1,2
Artenzahl je Untersuchung																	
						47	43	55	51	51	53	53	55	54	52	53	53
Anzahl der Artnachweise																	
						797	828	880	907	945	953	1006	956	957	980	990	944
Flechtenarten/Baum (MW)																	
						9,8	10,2	10,9	11,2	11,7	11,8	12,4	11,8	11,8	12,1	12,2	11,7

Tab. 2/4: Häufigkeiten von Flechten oder Indikatorarten an durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen 2003 bis 2018.

Angegeben sind die Mittelwerte der Flechtenartenzahl pro Trägerbaum bzw. der prozentuale Anteil der jeweiligen Klimawandelindikatoren am Flechtenartenspektrum der Trägerbäume für jedes Untersuchungsjahr und die Messstation Nord, City, Hafen und Sued bzw. alle vier Stationen zusammen ("Vier St."). *Volm*, Daten für die 2003 und 2016 bis 2018 untersuchten Messstation in Volmerswerth. *Fünf St.*, Daten für alle fünf Messstationen und die Jahre 2003 und 2016 bis 2018. FT, Gruppenanalyse auf Medianunterschiede mit dem Friedman-Test; Signifikanzen: +, $p < 0,005$; ++, $p < 0,0001$. Wilcoxon-Test für den Paarvergleich des Ergebnisses von 2018 mit den Werten der Vorjahre, wobei der zeitlich nächstliegende, signifikant positiv und/oder negativ abweichende Wert fett rot gedruckt ist; Signifikanzen: *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$; ***, $p < 0,001$. Die Anzahl der Trägerbäume an den Stationen Nord, City, Hafen und Süd belief sich auf 17, 12, 31 und 21 (zusammen 81 Bäume). An der Station Volmerswerth wurden jeweils 20 identische Bäume untersucht.

Mess-Station	FT	Untersuchungsjahr											
		2003	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Flechten (Arten pro Baum)													
Nord	+	12,6	11,4**	12,9	13,8	13,5	13,8	14,2	14,7	14,1	14,6	14,1	14,0
City	+	9,5	8,3	9,3	9,3*	10,1	11,2	11,1	10,7	11,1	10,8	11,0	11,6
Hafen	+	6,6	7,9	8,5	8,9	9,5	9,3	9,9*	9,0	9,4	9,4	9,8*	8,4
Süd	+	12,5*	13,8	13,6	13,7	14,2	14,0	15,4	14,2	14,0	14,8	14,9	14,6
Vier St.	++	9,8	10,2	10,9*	11,2	11,7	11,8	12,4	11,8	11,8	12,1	12,2	11,7
<i>Volm</i>	++	10,0									13,1**	13,6	14,3
<i>Fünf St.</i>	++	9,8***									12,2	12,5	12,2
VDI-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)													
Nord	++	1,5	2,2	2,2	2,5	2,0	2,2	2,6*	3,3	3,2	3,3	3,5	3,3
City	++	1,0	1,0	0,9	1,1	1,7	1,9	2,2*	2,6	2,4	2,5	2,6	2,6
Hafen	++	0,5	0,8	1,0*	1,1	1,4	1,5	1,8	1,6	2,0	2,1	2,3	1,7
Süd	++	1,8	2,9	2,9	2,8	3,1	3,2	4,0	3,7	3,8	4,4**	4,6	4,7
Vier St.	++	1,1	1,7	1,7	1,8	2,0	2,2	2,6*	2,7	2,8	3,0	3,2	2,9
<i>Volm</i>	++	1,1***									2,7	3,0	3,1
<i>Fünf St.</i>	++	1,1***									2,9	3,1	3,0
VDI-Klimawandelzeiger (Anteil, %)													
Nord	++	11,3	19,9	17,3	17,7	14,2	15,4	17,9*	22,0	22,9	22,5	25,5	23,4
City	++	9,3	10,9	9,0	10,4	14,3*	14,8	17,2	22,6	19,3	21,4	21,3	20,8
Hafen	++	5,1	7,5	9,5	9,6*	11,9	12,8	14,4	13,2	16,2	17,8	19,0	15,3
Süd	++	13,1	19,9	20,4	19,6	20,9	22,0	25,2	25,8	26,1*	29,5	30,4	32,0
Vier St.	++	9,1	13,8	13,9	14,0	15,1	16,0	18,4	19,7*	20,6	22,4	23,7	22,1
<i>Volm</i>	+	12,1**									20,1	21,0	20,5
<i>Fünf St.</i>	++	9,6***									22,0	23,2	21,8
NLSL-Klimawandelzeiger (Arten pro Baum)													
Nord	++	1,0	2,3	2,4	1,5	1,7	1,8*	2,2	2,6	2,5	2,6	3,1*	2,6
City	++	0,9	1,5	1,5	1,8	2,1	2,3	2,6*	2,8	3,0	2,8	3,4	3,4
Hafen	++	0,3	1,0	1,4	1,2*	1,7	1,8	2,1	2,3	2,2	2,5	2,8*	2,1
Süd	++	1,3	3,5	3,3	2,8	3,0	3,0	3,8	3,8	3,6*	4,1	4,3	4,3
Vier St.	++	0,8	2,0	2,1	1,8	2,1	2,2	2,6*	2,8	2,7	3,0	3,4*	3,0
<i>Volm</i>	++	0,6									2,7**	3,2	3,5
<i>Fünf St.</i>	++	0,8									2,9*	3,3	3,1
NLSL-Klimawandelzeiger (Anteil, %)													
Nord	++	7,7	20,3	18,6	10,5	12,6	12,7	14,8*	16,9	17,0	17,4	21,2	18,7
City	++	8,2	17,9	14,8	19,2	18,0	20,1	23,2*	25,4	26,5	25,5	30,3	29,6
Hafen	++	3,4	10,3	13,7	10,4	14,9*	19,2	17,5	23,5	23,7	24,6	27,3*	22,8
Süd	++	9,5	24,2	23,1	19,9	20,3	20,8	24,2	26,4	24,5*	27,3	28,7	29,1
Vier St.	++	6,6	17,1	17,3	14,2	16,3	18,4	19,5	23,1	22,9*	23,9	26,8*	24,6
<i>Volm</i>	++	5,6									20,5*	23,3	23,9
<i>Fünf St.</i>	++	6,5									23,2*	26,1	24,6

Tab. 2/5: Häufigkeiten von Flechten oder Indikatorarten an 146 seit 2013 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen.

Angegeben sind die Mittelwerte der Flechtenartenzahl pro Trägerbaum für jedes Untersuchungsjahr und die Messstation Nord, City, Hafen und Süd sowie für diese vier Messstationen zusammengefasst ("Gesamt"). Wilcoxon-Test für den Paarvergleich des Ergebnisses von 2018 mit den Werten der fünf Vorjahre, wobei der zeitlich nächstliegende, signifikant positiv und/oder negativ abweichende Wert fett rot gedruckt ist; Signifikanzen: *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$; ***, $p < 0,001$. Die Anzahl der Trägerbäume an den Stationen Nord, City, Hafen und Süd belief sich auf 43, 27, 40 und 36.

Messstation	RNT (K)	Untersuchungsjahr					
		2013	2014	2015	2016	2017	2018
Flechtenarten pro Baum (MW)							
Nord	-2,2	15,0	14,8	14,4	14,6	14,4*	14,9
City	2,7	11,3	11,5	11,7	11,4	11,7	12,0
Hafen	1,7	9,8	9,2	9,6	9,6	9,9	8,9
Sued	-1,3	15,1	14,3	14,1	15,1	15,4	15,1
Alle Stationen	0,0	12,9	12,5	12,5	12,8	12,9	12,7
VDI-Klimawandelzeiger, Arten pro Baum (MW)							
Nord	-2,2	3,0***	3,4	3,6	3,7	3,7	3,8
City	2,7	2,4	2,6*	2,7	2,7	3,0	3,0
Hafen	1,7	1,7	1,5	1,9	2,0	2,2	1,7
Sued	-1,3	3,9	3,6	3,8	4,2*	4,5	4,7
Alle Stationen	0,0	2,8	2,8	3,0**	3,2	3,3	3,3
NL-SL-Klimawandelzeiger, Arten pro Baum (MW)							
Nord	-2,2	2,5	2,6	2,8*	2,9	3,2	3,2
City	2,7	2,6	2,7	3,0	3,0**	3,5	3,6
Hafen	1,7	1,8	2,0	2,0	2,3	2,6*	2,0
Sued	-1,3	3,6	3,7	3,6	4,1*	4,3	4,6
Alle Stationen	0,0	2,6	2,7	2,8	3,0**	3,3	3,3

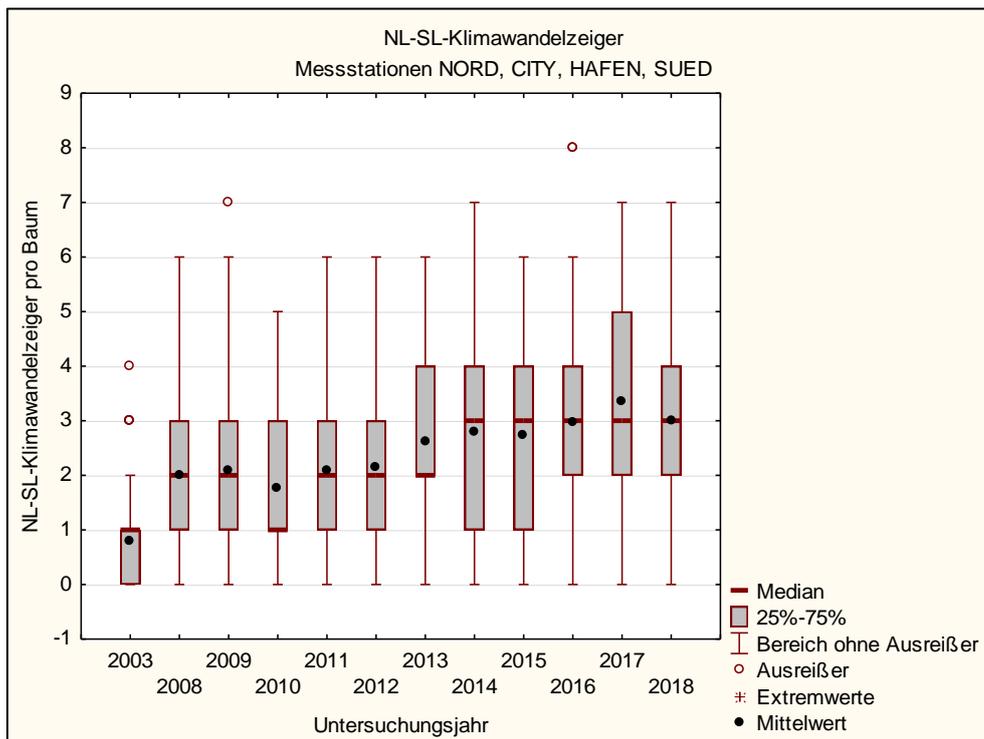
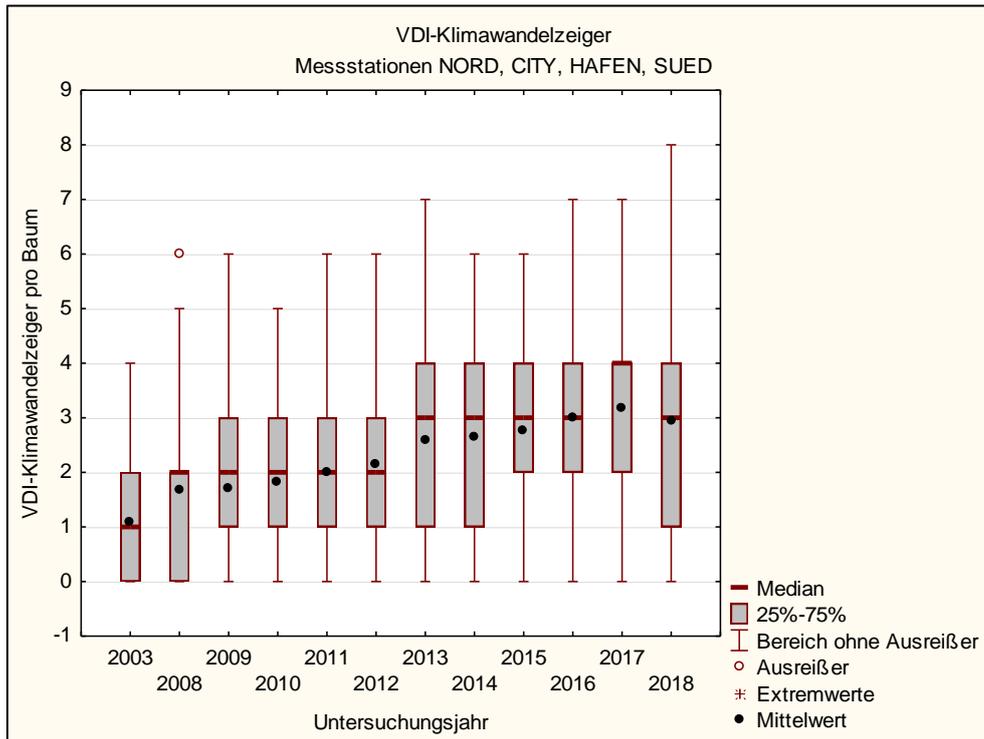


Abb. 2/10: Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelindikatoren im Projekt im Zeitraum zwischen 2003 und 2018. Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) und auf der Grundlage der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (NLSL; BLWG 2011) an 81 Bäumen an den Stationen Nord, City, Hafen und Süd, die seit 2003 wiederholt auf Flechtenbewuchs untersucht wurden. Box-Whisker-Darstellung (Median und Quartile), die schwarzen Punkte entsprechen den arithmetischen Mittelwerten, die in Tabelle 2/4 in den Zeilen "Vier St.A" für alle vier Messstationen aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe Tabelle 2/4.

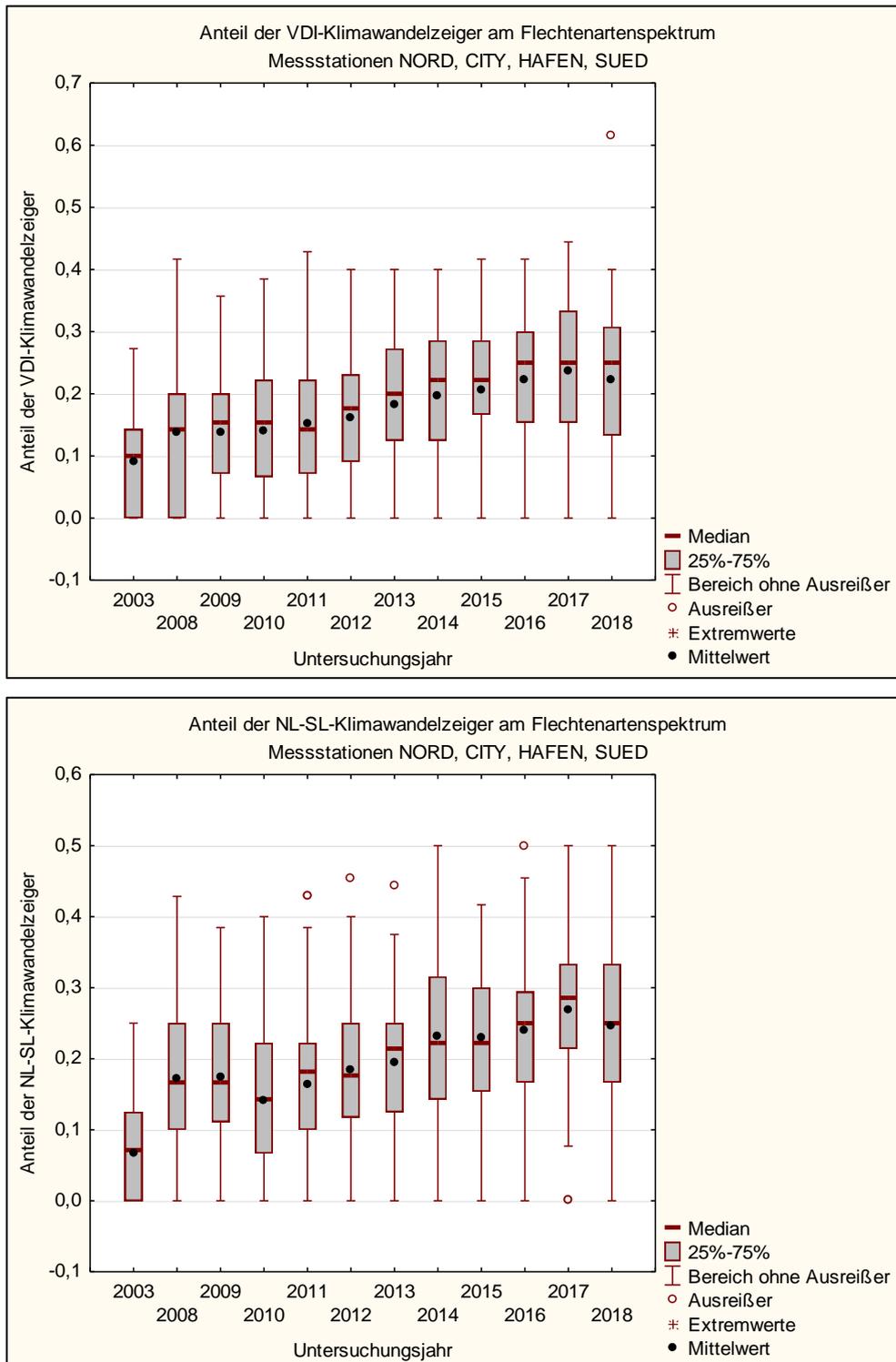


Abb. 2/11: Veränderung des Anteils der Klimawandelindikatoren an der Anzahl der Flechten auf den Trägerbäumen im Projekt im Zeitraum zwischen 2003 und 2017. Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) und auf der Grundlage der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (NLSL; BLWG 2011) an 87 Bäumen an den Stationen Nord, City, Hafen und Süd, die seit 2003 wiederholt auf Flechtenbewuchs untersucht wurden. Box-Whisker-Darstellung (Median und Quartile), die dunkelblauen Punkte entsprechen den arithmetischen Mittelwerten, die in Tabelle 2/4 in den Zeilen "Gesamt" für alle vier Messstationen aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe Tabelle 2/4.

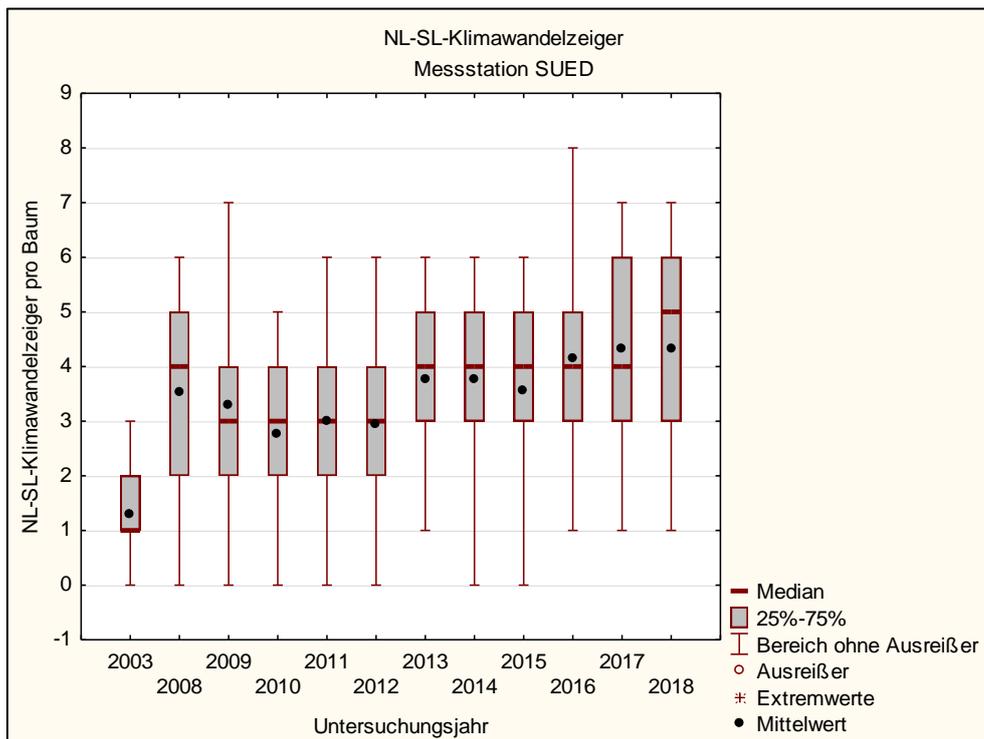
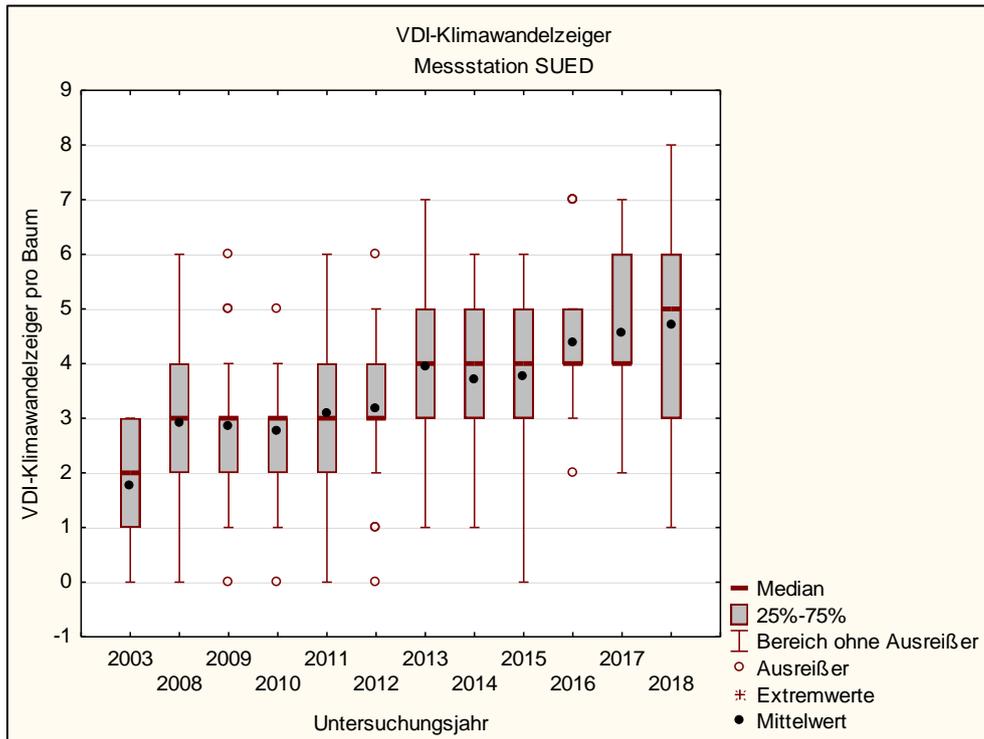


Abb. 2/12: Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelindikatoren an den Messstationen Nord und Süd zwischen 2003 und 2017. Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) an 17 bzw. 23 Bäumen an den Stationen Nord bzw. Süd, die seit 2003 wiederholt auf Flechtenbewuchs untersucht wurden. Box-Whisker-Darstellung (Median und Quartile); die dunkelblauen Punkte entsprechen den arithmetischen Mittelwerten, die in Tabelle 2/4 in den jeweiligen Zeilen für die beiden Stationen aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe dort.

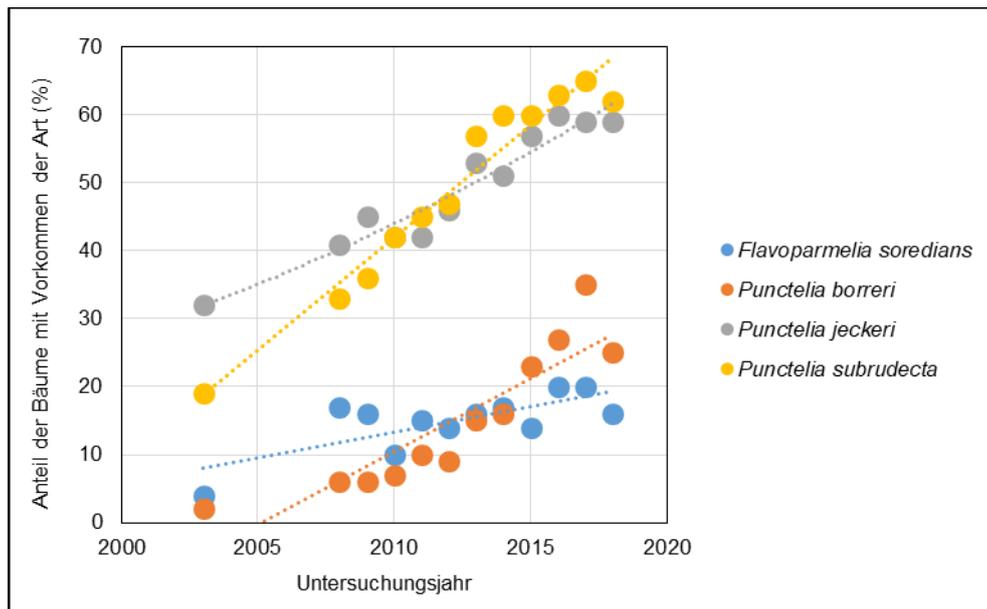


Abb. 2/13: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit häufiger Klimawandelindikatoren im Projekt 2003 bis 2018. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 81 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen (vergleiche Tab. 2/3).

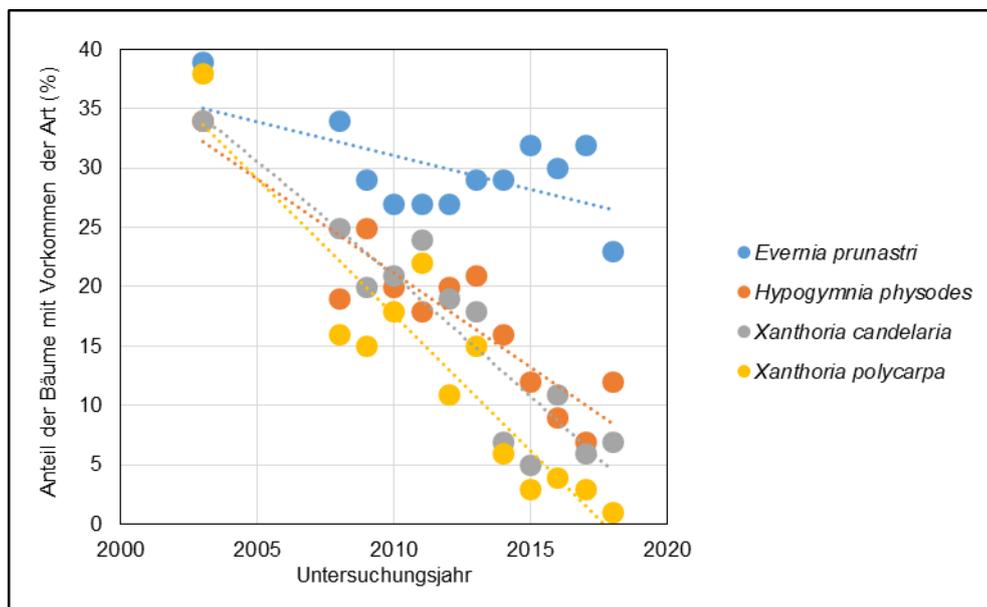


Abb. 2/14: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit ausgewählter Flechtenarten im Projekt 2003 bis 2018. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 81 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen (vergleiche Tab. 2/3). *Evermia prunastri* und *Hypogymnia physodes* sind an saure Habitate angepasste Arten, während *Xanthoria candelaria* und *X. polycarpa* gegenüber Nährstoffeinträgen mäßig tolerante Arten sind, die insbesondere an überwärmten Standorten immer seltener geworden sind.

3 Farn- und Blütenpflanzen

Ulf Schmitz

Einleitung

Aufgrund ihrer hohen Artenzahl und ihres breiten Spektrums von Zeigerarten für verschiedenste Umweltbedingungen sind Farn- und Blütenpflanzen (= Gefäßpflanzen) sehr gut geeignete Indikatoren für ein Monitoring der Folgen des Klimawandels. Durch die Vergabe von Zeigerwerten zu den einzelnen Pflanzenarten haben ELLENBERG et al. (1992) ermöglicht, überprüfbare Rückschlüsse vom vorhandenen Artenspektrum auf abiotische Parameter wie u. a. Temperatur, Stickstoffgehalt, Feuchte und Reaktionszahl des Bodens ziehen zu können. Insbesondere die Auswertung der Temperaturzahlen kann bei einem Monitoring dazu genutzt werden, verlässliche und überprüfbare Aussagen zu treffen, auf welche Weise sich der Klimawandel auf die Zusammensetzung der hiesigen Flora auswirkt. Voraussetzung dafür ist allerdings das Ausbleiben klimaunabhängiger Veränderungen, die sich auf die Flora auswirken können, regelmäßige und methodisch einheitliche Untersuchungen sowie ein geeignet großer Zeithorizont. HÖLZEL & BERNDT (2009) haben für eine Auswahl nordrhein-westfälischer Farn- und Blütenpflanzen Empfindlichkeitsprognosen erstellt, die neben den Temperaturzahlen auch Arealtyp (atlantisch / subkontinental), Feuchtezahl, Stickstoffzahl sowie Ausbreitungsweise und Wuchsstrategien berücksichtigen. Da bezüglich der letztgenannten Parameter noch starke Unsicherheit in Bezug auf ihre Koppelung mit dem Klimawandel herrscht, wurde bei der vorliegenden Arbeit der Schwerpunkt auf die Temperaturzeigerwerte gelegt.

Untersuchungsgebiete und Methode

Grundkonzeption

Zur Beobachtung klimabedingter Veränderungen wurden zwei verschiedene Typen von Untersuchungsflächen ausgewählt. Einerseits wurden Flächen in wärmegetönten Rheinuferbereichen untersucht, in denen Wärme liebende bzw. kälteempfindliche Pflanzenarten bereits vorkommen und wo die Wahrscheinlichkeit groß ist, dass neu eingeschleppte thermophile Arten sich dort zuerst etablieren werden. Weiterhin wurden Untersuchungsflächen in höher gelegenen Bereichen im Hügelland im Nordosten des Düsseldorfer Stadtgebietes ausgewählt. An derartigen Stellen ist ein etwaiger Rückgang Kälte liebender Arten im Untersuchungsraum am ehesten zu erwarten.

Die Flächen werden in jährlichem Abstand untersucht. Dabei wird das komplette Artenspektrum der in den Untersuchungsflächen vorkommenden Farn- und Blütenpflanzen erfasst und die Abundanzen klassifiziert. Die Aufnahmen werden nach den Temperaturzeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1992) sowie im Hinblick auf die Anteile von Neophytenarten und C₄-Pflanzen ausgewertet. Die Nomenklatur der wissenschaftlichen Pflanzennamen richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). Die Einstufungen in Gefährdungskategorien richten sich nach den Roten Listen für Deutschland (METZING et al. 1996) bzw. Nordrhein-Westfalen (RAABE et al. 2010). Die Einstufung des Status als indigene Art, Archaeophyt oder eingebürgerter bzw. unbeständiger Neophyt richtet sich nach LOHMEYER & SUKOPP (1992), KLOTZ et al. (2002) und RAABE et al. (2010). Die Zeitreihen der Kenngrößen wurden mit dem verteilungsfeien Mann-Kendall-Test auf signifikante Trends geprüft (Statistikprogramm PAST 3).

Rheinufer

Im Bereich des Rheinufers wurden im Jahr 2008 fünf Dauerflächen angelegt. Dabei handelt es sich um jeweils 1200 m lange Uferflächen bei Düsseldorf-Himmelgeist (Stromkm 725,9-727,1 rechtsrheinisch), Volmerswerth (Stromkm 734,45-735,65 rechtsrheinisch), Lausward (Stromkm 740,95-742,15 rechtsrheinisch), Oberkassel (Stromkm 743,65-744,85 linksrheinisch) und Lohausen (Stromkm 752,9-754,1 rechtsrheinisch). Untersucht wurden die Sand- und Kiesbänke zwischen der Uferlinie des Rheins bei Niedrigwasser und der Mittelwasserlinie, also bis zum Beginn der Zone der geschlossenen mehrjährigen Ufervegetation (Abb. 3/1-3/5). Die Geländebegehungen sind üblicherweise für den Zeitraum September bis Anfang Oktober vorgesehen, da dann die Vegetation auf den Kies- und Sandbänken optimal entwickelt ist. Bei den Erhebungen im Gelände wurden alle in den Untersuchungsflächen vorkommenden Gefäßpflanzenarten aufgelistet und ihre Abundanzzahl gemäß folgender Klassifizierung festgehalten:

Häufigkeitsskala	Individuenzahl
1	1-10
2	11-100
3	> 100

Auf Grundlage der Temperaturzahlen nach ELLENBERG et al. (1992) wurden die gewichteten (quantitativen) und ungewichteten (qualitativen) mittleren Zeigerwerte für die Untersuchungsflächen berechnet. In Fällen, in denen Arten gefunden wurden, die nicht in den Tabellen von ELLENBERG et al. (1992) enthalten waren, wurde diesen Arten nach Möglichkeit ein Zeigerwert zugeordnet, der sich am Klima des Herkunftsgebietes orientiert. Bei der Auswertung wurde insbesondere auch der Anteil an Neophyten berücksichtigt, die vielfach aus Regionen mit warmem Klima stammen und dadurch oft gute Indikatorarten sind, sowie die C₄-Pflanzenarten, die aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels an warme und sonnige Standorte angepasst sind.

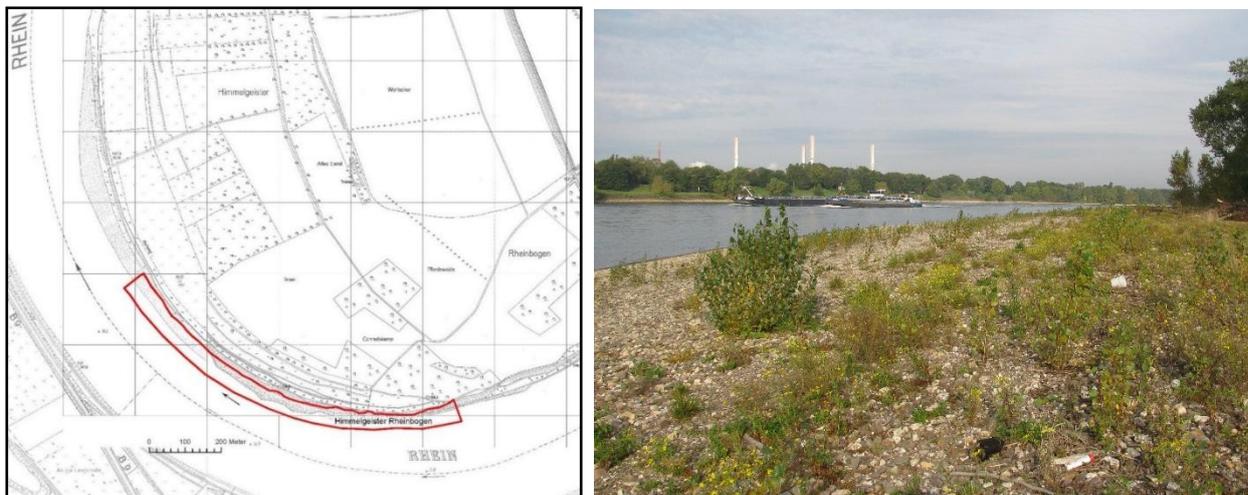


Abb. 3/1: Rheinufer bei Düsseldorf-Himmelgeist. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto 19.09.2014, U. Schmitz.

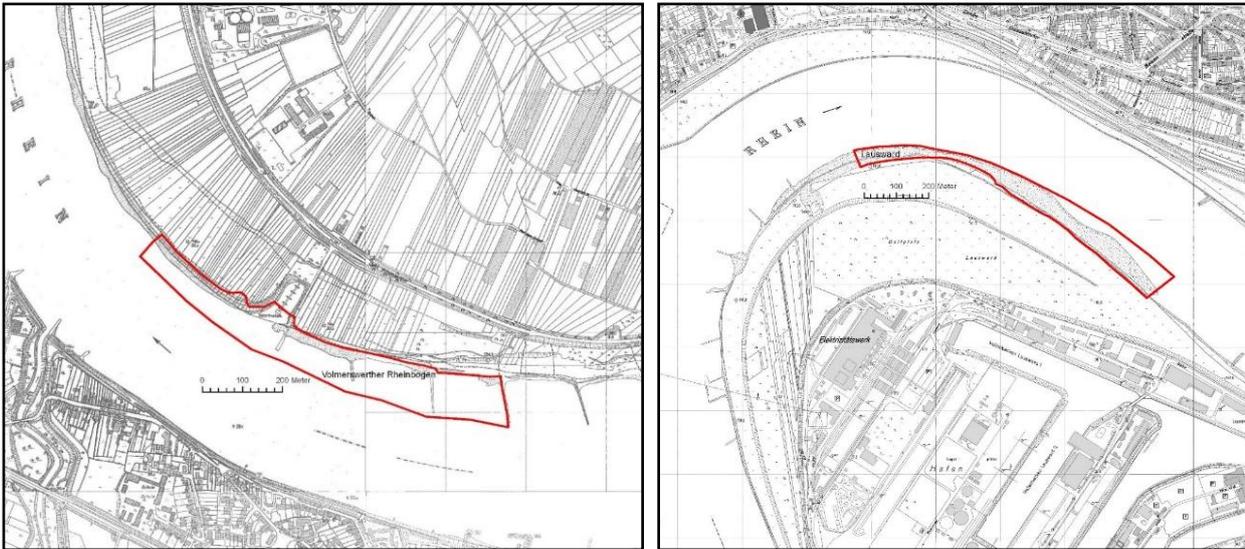


Abb. 3/2: Rheinufer bei Düsseldorf-Volmerswerth und Abb. 3/3: Rheinufer an der Lausward (rechts). Grenzen der Untersuchungsgebiete rot. Foto 15.10.2003, U. Schmitz.

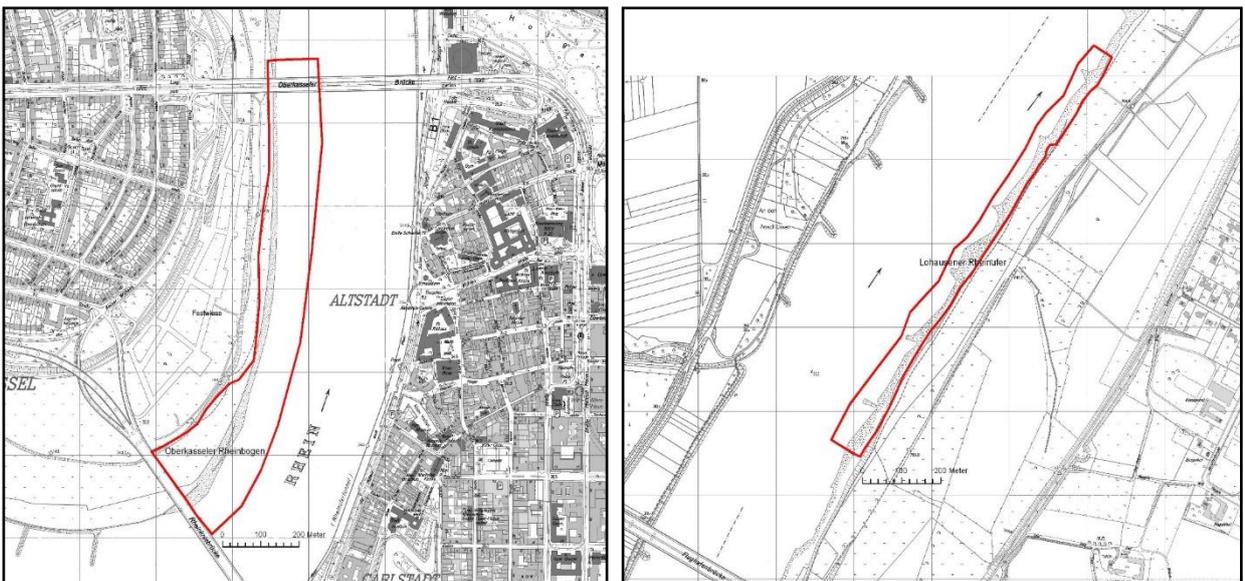


Abb. 3/4: Rheinufer bei Düsseldorf-Oberkassel (links) und Abb. 3/5: Rheinufer bei Düsseldorf-Lohausen (rechts). Grenzen der Untersuchungsgebiete rot.

Gallberg/Dernkamp

Voruntersuchungen im Jahr 2008 hatten ergeben, dass im Gebiet der Stadt Düsseldorf keine Pflanzenarten mit einem Temperatur-Zeigerwert von 3 oder weniger vorkommen (Kälte- bis Kühlezeiger). Nur wenige Arten kommen vor mit einem T-Zeigerwert von 4 (Kühle- bis Mäßigwärmezeiger). Eine dieser Arten ist die Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica*, die in der Krautschicht naturnaher Wälder des Hügel- und Berglandes zu finden ist, und die sich als Leitart für ein Monitoring Kühle zeigender Pflanzentaxa anbietet. Im Hügelland östlich von Gerresheim im Bereich des Gallberges (s. a. PIEREN et al. 2005) konnten (nach



Abb. 3/6: Lage der Daueruntersuchungsflächen am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim. Foto: Dauerfläche 2, 19.05.2014, U. Schmitz.

Hinweisen von THIEL, mündl. Mittlg. 2008) mehrere Stellen mit Vorkommen von *Luzula sylvatica* gefunden werden. Dort wurden im Jahr 2009 fünf Daueruntersuchungsflächen ausgewählt, markiert und seitdem in jährlichem Turnus vegetationskundlich aufgenommen (%-Skala) und im Hinblick auf ihre ungewichteten (qualitativen) und gewichteten (quantitativen) mittleren Temperaturzahlen nach ELLENBERG et al. (1992) ausgewertet.

Ergebnisse

Rheinufer

In den fünf Untersuchungsflächen am Rheinufer konnten im Jahr 2018 insgesamt 170 Gefäßpflanzentaxa festgestellt werden (Tab. 3/1), ein Wert, der leicht unter dem Durchschnitt der Vorjahre lag (Tab. 3/2). Durch niedrige Wasserstände im Sommer 2018 konnte sich die Vegetation der Sand- und Kiesbänke zwar grundsätzlich gut entwickeln, allerdings waren die Pflanzen an etlichen Stellen (Volmerswerth, Lausward, Oberkassel) von Schafen abgefressen, und in Himmelgeist waren die Kiesbänke im Untersuchungsjahr gepflügt worden. Unter den festgestellten Arten befanden sich 27 Archäophytenarten (= 15,9 %) und 51 Neophytenarten (= 30,0 %). Damit lag die absolute Zahl der Archäophyten und der Neophyten etwa im Mittelwert der Vorjahre (Tab. 3/2). Der relative Anteil der Neophyten in den Aufnahmeflächen lässt insgesamt einen deutlichen Aufwärtstrend erkennen (Abb. 3/10). Der Anteil der aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels besonders Licht und Wärme liebenden C₄-Pflanzen in den Aufnahmeflächen lag im Jahr 2018 bei einem Mittelwert von 10,4 %, was der zweithöchste Wert seit Beginn der Messungen ist. (Tab. 3/2). Nur im Jahr 2013 und lag der Wert mit 10,5 % schon einmal in ähnlicher Höhe (Tab. 3/2). Von den insgesamt festgestellten Pflanzenarten stehen drei auf der Roten Liste (METZING et al. 1996, RAABE et al. 2010), was unter dem Schnitt der bisherigen Untersuchungsjahre (4,8 Arten) liegt.

Die Vegetation der Untersuchungsflächen zeigte sich deutlich wärmegetönt: Die Temperaturzeigerwerte der Pflanzenarten in den Untersuchungsflächen lag zwischen 5 (Mäßigwärmezeiger) und 9 (extreme Wärmezeiger). Bei etlichen der thermophilen Arten, die regelmäßig am Rheinufer gefunden werden kön-



Abb. 3/7: Der aus dem Mittelmeerraum und Asien stammende Klebrige Alant *Dittrichia graveolens* ist gelegentlich am Rheinufer zu finden. Im Ruhrgebiet ist die Art bereits fest eingebürgert. Der Klebrige Alant wird in seiner Ausbreitung durch den Klimawandel begünstigt. Düsseldorf-Lausward, 26.09.2018, Foto: U. Schmitz.



Abb. 3/8: Der intensiv nach Terpentin riechende Duft-Gänsefuß oder Mexikanische Tee *Chenopodium ambrosioides* ist eine Wärme liebende Art, die seit einigen Jahren immer öfter am Rheinufer zu finden ist. Im Jahr 2015 kam sie erstmals in allen fünf Untersuchungsflächen vor, ebenso in den Folgejahren. Düsseldorf-Lohausen, 02.10.2015, Foto: U. Schmitz.

nen, handelt es sich um unbeständige Neophyten aus Regionen mit warmem Klima, die noch nicht fest eingebürgert sind wie die Peruanische Blasenkirsche *Physalis peruviana*, der Saracha-Nachtschatten *Solanum sarachoides*, die Wassermelone *Citrullus lanatus* (Abb. 3/9) oder die Nordamerikanische Seide *Cuscuta campestris* (Abb. 3/21). Manche der stark Wärme liebenden Arten zeigen jedoch Einbürgerungstendenzen oder sind inzwischen schon eingebürgert. So ist beim Mexikanischen Gänsefuß *Chenopodium ambrosioides* (Abb. 3/8) von Jahr zu Jahr eine Zunahme am Rheinufer zu beobachten. Die früher seltene Art ist seit 2015 in allen fünf Untersuchungsflächen zu finden und dort auch in den Folgejahren sehr häufig geworden.

Auch beim Klebrigen Alant *Dittrichia graveolens* (Abb. 3/7), der aus dem Mittelmeerraum und Asien stammt, und der in Mitteleuropa zum Beispiel bereits im Ruhrgebiet eingebürgert ist, ist damit zu rechnen, dass er sich in Zukunft gefördert durch den Klimawandel weiter ausbreiten wird. Bei manchen Wärme liebenden Arten ist eine Entwicklung bis zur Fruchtreife im Untersuchungsgebiet ausgeschlossen wie z. B. bei der in Volmerswerth 2011 festgestellten Jungpflanze eines Zitrusbaumes *Citrus spec.*, oder Fruchtreife ist sehr selten wie bei der Wassermelone *Citrullus lanatus* (Abb. 3/9), während andere Wärme liebende Arten wie die Tomate *Lycopersicon esculentum* (Abb. 3/21) und die Peruanische Blasenkirsche *Physalis peruviana* in warmen Sommern regelmäßig zur Fruchtreife gelangen können. Weitere verwilderte Kulturpflanzen im Untersuchungsgebiet waren z. B. die Mexikanische Chia *Salvia hispanica* (Abb. 3/12) oder die Italienische Strohblume („Currykraut“) *Helichrysum italicum* (Abb. 2/22), die beide als unbeständige Arten nur in nicht blühendem Zustand gefunden wurden.



Abb. 3/9: Die Wassermelone *Citrullus lanatus* ist eine sehr Wärme liebende Art, die am Rheinufer als unbeständiger Neophyt immer wieder zu finden ist. Reife Früchte werden nur unter sehr günstigen Bedingungen gebildet und sind sehr selten. Rheinufer bei Düsseldorf-Lausward, 26.09.2018, Foto: U. Schmitz.

Jahr 2018 über dem Wert der meisten Vorjahre (Tab. 3/2). Insgesamt zeigt sich ein sehr deutlich ansteigender Trend (Abb. 3/11). Die qualitative Berechnung ergab für alle fünf Aufnahmeflächen (Tab. 3/1) sehr ähnlich hohe Werte zwischen 6,25 (Lausward) und 6,30 (Oberkassel und Lohausen). Der Mittelwert über alle Flächen lag bei 6,29. Diese Werte liegen sehr nahe an den Ergebnissen der quantitativen Zeigerwertberechnung, die zwischen 6,30 (Lausward) und 6,36 (Volmerswerth) lagen, bei einem Mittelwert von 6,33. Damit sind auf den untersuchten Standorten vor allem Mäßigwärmezeiger bis Wärmezeiger zu finden. Die Ähnlichkeit der mittleren Zeigerwerte der fünf Untersuchungsflächen spricht für eine gute Homogenität und Vergleichbarkeit der Gebiete untereinander.

Tab. 3/1: Pflanzenarten der fünf Untersuchungsgebiete am Rheinufer 2018 mit Zeigerwerten.

N=Neophyt, Ebg=Einbürgerungsgrad, E=eingebürgert, U=unbeständig, A=Archäophyt, C₄=C₄-Pflanze, RL=Rote Liste Status (NRTL/NRBU/NRW/D), T=Temperaturzahl nach ELLENBERG et al. (1992) (5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten, kursiv=ergänzte Werte), Him=Himmelgeist, Vol=Volmerswerth, Lsw=Lausward, Oks=Oberkassel, Loh=Lohausen, Abundanzklassen 1 = 1-10, 2 = 11-100, 3 = >100 Individuen. Grau = Bestimmung nur auf Gattungsebene möglich, **Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7.**

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh
<i>Acer negundo</i> juv.	N	E				6			1	1	
<i>Achillea millefolium</i>								2	2		2
<i>Achillea ptarmica</i>						6					2
<i>Agrostis stolonifera</i>									3	3	3
<i>Ailanthus altissima</i>	N	E				8			1		1
<i>Allium schoenoprasum</i>								3			2
<i>Amaranthus albus</i>	N	E		x		8	2	2			2

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh
<i>Amaranthus blitum</i> ssp. <i>emarginatus</i>	N	E		x		7	1	2	1	3	2
<i>Amaranthus bouchonii</i>	N	E		x		8	3	3	3	3	3
<i>Amaranthus powellii</i>	N	E		x		7		2			2
<i>Amaranthus retroflexus</i>	N	E		x		7		2	1	2	1
<i>Anagallis arvensis</i>						6			1		
<i>Arctium</i> spec.											1
<i>Arenaria leptoclados</i>							2				
<i>Artemisia vulgaris</i>						6	1	2	2	1	2
<i>Asparagus officinalis</i>			A			6			1		
<i>Aster lanceolatus</i> agg.	N	E				7					2
<i>Atriplex prostrata</i>						6	1				2
<i>Barbarea vulgaris</i>						6					1
<i>Berteroa incana</i>			A			6		1	1		
<i>Bidens frondosa</i>	N	E				6			2		1
<i>Brassica nigra</i>			A			7	1	1	1		2
<i>Brassica oleracea</i>	N	U				7	1			2	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			A					2		2	1
<i>Carduus nutans</i>						6				1	
<i>Carex acuta</i>						5			2		2
<i>Carex hirta</i>						6			2		2
<i>Centaurea jacea</i>						6					2
<i>Chaenorhinum minus</i>	N	E				6	3	3	3	3	3
<i>Chenopodium album</i> agg.							1	2	3	2	3
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	N	U				8	3	3	3	3	3
<i>Chenopodium ficifolium</i>			A			7			2		1
<i>Chenopodium glaucum</i>						6	2	2	2	3	3
<i>Chenopodium polyspermum</i>						6	2	2	2	2	3
<i>Chenopodium pumilio</i>	N	E				7	3	3	3	3	3
<i>Chenopodium rubrum</i>							2	3	1	1	3
<i>Cichorium intybus</i>			A			6			1		2
<i>Cirsium arvense</i>						5		1	2	2	3
<i>Cirsium vulgare</i>						5				2	
<i>Citrullus lanatus</i>	N	U				9			1		
<i>Convolvulus arvensis</i>						6			2	2	3
<i>Conyza canadensis</i>	N	E				6	2	2	3	3	2
<i>Corispermum leptopterum</i>	N	E				7			1		1
<i>Cucurbita pepo</i>	N	U				8			1	1	
<i>Cuscuta campestris</i>	N	U				7					3
<i>Cuscuta lupuliformis</i>	N	E				6	1				3
<i>Cynodon dactylon</i>	N	E		x		7			3	3	
<i>Datura stramonium</i>	N	E				6	3	3	3	3	3
<i>Daucus carota</i>						6			2		2
<i>Digitaria ischaemum</i>			A	x		6	2				
<i>Digitaria sanguinalis</i>			A	x		7	3	3	3	2	3
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	N	E				7		2	2		1

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh
<i>Dittrichia graveolens</i>	N	U				7	1		1		
<i>Echinochloa crus-galli</i>			A	x		7		1	1		1
<i>Echium vulgare</i>						6	3	2	3	2	1
<i>Elymus repens</i>						6			2		
<i>Eragrostis minor</i>	N	E		x		7	2	2	3	2	
<i>Erigeron annuus</i>	N	E				6	2				
<i>Erodium cicutarium</i>						6	2		2	3	2
<i>Eryngium campestre</i>						7			2	2	
<i>Erysimum cheiranthoides</i>						5					1
<i>Eupatorium cannabinum</i>						5			1		
<i>Euphorbia cyparissias</i>							2				
<i>Euphorbia esula</i>						6	3		2		2
<i>Euphorbia peplus</i>			A			6			2		
<i>Fallopia dumetorum</i>						6	2				
<i>Fallopia japonica</i>	N	E				6					1
<i>Festuca arundinacea</i>						5	3	2	3	3	3
<i>Galinsoga ciliata</i>	N	E				6		3	1	3	
<i>Galinsoga parviflora</i>	N	E				6		2	3	2	3
<i>Galium album</i>								1			1
<i>Geranium pusillum</i>			A			6				1	
<i>Geranium rotundifolium</i>	N	E				8	2				
<i>Gnaphalium uliginosum</i>						6		2		3	
<i>Helianthus annuus</i>	N	U				7					1
<i>Helichrysum italicum</i>	N	U				9		1			
<i>Herniaria glabra</i>			A			6	2	2	2	2	2
<i>Hypericum perforatum</i>						6	3		2	1	1
<i>Inula britannica</i>						6					2
<i>Iris pseudacorus</i>						6			1		
<i>Kickxia elatine</i>			A		3/3/3/3	6					1
<i>Lamium amplexicaule</i>			A			6				1	
<i>Leontodon autumnalis</i>								2	2	3	2
<i>Lepidium graminifolium</i>						8				2	
<i>Lepidium virginicum</i>	N	E				7				3	
<i>Linaria vulgaris</i>						6	2	2	1		2
<i>Lolium perenne</i>						6				2	1
<i>Lycopersicon esculentum</i>	N	E				8	2		1	1	2
<i>Lycopus europaeus</i>						6				1	
<i>Lysimachia vulgaris</i>							1	1	1		1
<i>Lythrum salicaria</i>						5		2		2	1
<i>Malva neglecta</i>			A			6			1	1	1
<i>Medicago arabica</i>	N	U				7				3	
<i>Medicago falcata</i>						6		2			2
<i>Medicago lupulina</i>						5					2
<i>Medicago x varia</i>	N	E				6					2
<i>Melilotus albus</i>			A			6	1				
<i>Melilotus altissimus</i>						6	1		1	1	1

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh
<i>Mentha x villosa</i>	N	E							2		
<i>Mercurialis annua</i>			A			7				1	
<i>Oenothera spec.</i>	N	E					3	1	2		2
<i>Ononis repens</i>						8					2
<i>Ononis spinosa</i>						6				1	
<i>Persicaria amphibia</i>						6			2		
<i>Persicaria hydropiper</i>						6	2				
<i>Persicaria lapathifolia</i> agg.						6		2	3	2	3
<i>Persicaria maculosa</i>						6	2	2	3	2	3
<i>Phalaris arundinacea</i>						5			2	2	2
<i>Physalis peruviana</i>	N	U				9			2	1	2
<i>Picris hieracioides</i>									1		
<i>Plantago coronopus</i>						7			1		
<i>Plantago lanceolata</i>			A				2	3	3	3	2
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>						6		2	2	2	1
<i>Polygonum aviculare</i> agg.						6	1	3	2	3	3
<i>Populus alba</i> juv.						7	2				
<i>Populus balsamifera</i>	N	U									1
<i>Populus nigra</i> juv.					2/2/2/3	6	3	3	2	3	3
<i>Populus x canadensis</i> juv.	N	E				6	2	1			1
<i>Portulaca oleracea</i>			A	x		8	2	3	3	3	3
<i>Potentilla anserina</i>						6		2	2	3	3
<i>Potentilla reptans</i>						6		1	2	3	3
<i>Potentilla supina</i>						7		1	1	3	1
<i>Pulicaria vulgaris</i>					3/3/3/3	6		3	3	3	1
<i>Reseda lutea</i>			A			6		2			
<i>Reseda luteola</i>			A			7	1				
<i>Robinia pseudoacacia</i>	N	E				6	2		2		1
<i>Rorippa austriaca</i>	N	E				7	2	3	2	3	2
<i>Rorippa palustris</i>											2
<i>Rorippa sylvestris</i>						6	3	3	3	3	3
<i>Rubus caesius</i>						5	1	2	1	2	2
<i>Rubus fruticosus</i> agg.										1	1
<i>Rubus laciniatus</i>	N	E				5			1		
<i>Rumex crispus</i>						5	1	1	1	1	2
<i>Rumex obtusifolius</i>						5	1	1	1		
<i>Rumex thyrsiflorus</i>						7	1				
<i>Salix alba</i> juv.						6			1	1	1
<i>Salix triandra</i> juv.						5		2	1		1
<i>Salvia hispanica</i>	N	U				9					1
<i>Sambucus nigra</i> juv.						5				2	
<i>Saponaria officinalis</i>						6	2				1
<i>Scrophularia nodosa</i>						5	2		1		1
<i>Scrophularia umbrosa</i> s.l.						6				1	
<i>Sedum acre</i>						6	3				

Artname	Neo	Ebg	A	C4	RL	T	Him	Vol	Lsw	Oks	Loh	
<i>Sedum sexangulare</i>						5	3					
<i>Senecio inaequidens</i>	N	E				7	3	3	3	3	3	
<i>Senecio viscosus</i>						6				3		
<i>Senecio vulgaris</i>								1	2	2	2	
<i>Setaria pumila</i>			A	x		7	1					
<i>Setaria viridis</i>			A	x		6	3	2	3			2
<i>Silene vulgaris</i>												1
<i>Solanum carolinense</i>	N	U				7			1			
<i>Solanum dulcamara</i>						5			1			1
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>nigrum</i>			A			6	2	2	3	2		
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>schultesii</i>			A			7	2	2	1	2	2	
<i>Solanum physalifolium</i> var. <i>nitidibaccatum</i>	N	E				7	3	2	3	3	3	
<i>Solanum villosum</i> s. str.	N	E				7				1		
<i>Solidago gigantea</i>	N	E				6	2	1	2			2
<i>Sonchus asper</i>			A			5	2	2	2	2		1
<i>Spergularia rubra</i>						5			1	1		
<i>Stachys palustris</i>						5				1		
<i>Symphytum officinale</i>						6	1					
<i>Tanacetum vulgare</i>						6	2	1	2	2	2	
<i>Taraxacum officinale</i> agg.									1			1
<i>Urtica dioica</i>							1	2	1	3		1
<i>Verbascum nigrum</i>						5	1	1	1			
<i>Verbascum</i> spec.							1		1			1
<i>Verbena officinalis</i>			A			6	2	1	1	2		
<i>Vicia cracca</i>						5			1			
<i>Xanthium albinum</i>	N	E				6			1			
<i>Xanthium saccharatum</i>	N	E				7	1	3	3	3	2	
170	51		27	13	3	145	73	71	105	83	108	Artenzahl 170
	E	40					6,31	6,29	6,25	6,30	6,30	Zeigerw. qual. Mw 6,29
	U	11					6,33	6,36	6,30	6,34	6,32	Zeigerw. quant. Mw 6,33
	K	0					23	22	33	24	33	Anzahl Neoph. MW 27,0
	Z	0					31,5	31,0	31,4	28,9	30,6	Anteil Neoph. [%], Mw 30,7 %
							9	10	9	7	9	Anzahl C₄-Arten 13, Mw 8,8
							12,3	14,3	8,6	8,4	8,3	Anteil C₄-Arten [%], Mw 10,4 %

Ein Vergleich der aktuellen Daten mit den Vegetationsaufnahmen der vorhergehenden Jahre (SCHMITZ et al. 2009-2018) (Tab. 3/2) zeigt einen Anstieg der Neophytenanteile und der Temperaturzeigerwerte über die bisherigen neun Untersuchungsjahre (Abb. 3/10, Abb. 3/11). Diese Trends sind statistisch signifikant ($p < 0,05$ % Mann-Kendall-Test). Vor allem über einen noch längeren Zeitraum betrachtet kann ein deutlicher Anstieg der mittleren Temperaturzeigerwerte der Vegetationsaufnahmen am Rheinufer festgestellt werden (Abb. 3/20).

Tab. 3/2: Vergleich der Daten vom Rheinufer 2008 bis 2018 (MW = Mittelwert).

08	09	10	11	12	13	14	15	16	17	18	MW	Parameter
178	191	183	218	170	167	174	214	157	219	170	185,5	Artenzahl
145	151	150	181	135	146	144	173	136	178	146	153,2	Arten mit Zeigerwert
6,20	6,15	6,09	6,24	6,20	6,20	6,18	6,25	6,29	6,22	6,29	6,2	Mittl. Zeigerwert T der Gesamtartenliste
6,15	6,07	6,03	6,13	6,16	6,23	6,05	6,26	6,28	6,17	6,29	6,17	Mittl. Zeigerwert T der Flächen qualitativ
6,13	6,06	6,05	6,15	6,18	6,28	6,07	6,32	6,33	6,20	6,33	6,19	Mittl. Zeigerwert T der Flächen quantitativ
28	27	31	31	26	25	23	36	26	38	27	28,9	Archäophytenarten
15,7	14,1	16,9	14,2	15,3	15,0	13,2	16,8	16,6	17,4	15,9	15,6	Archäophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
44	46	42	61	43	50	47	65	49	56	51	50,4	Neophytenarten
34	37	34	46	35	39	40	46	37	43	40	39,0	Eingebürgerte Neophyten
10	9	8	15	8	11	7	19	12	13	11	11,4	Unbeständige Neophyten
24,7	24,1	23,0	28,0	25,3	29,9	27,0	30,4	31,2	25,6	30,0	27,2	Neophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
20,2	19,6	18,0	29,0	20,6	27,6	17,4	38,6	25,0	33,4	27,0	25,1	Mittl. Neophytenartenzahl pro Fläche
23,9	21,2	21,7	25,5	24,6	31,4	23,0	33,3	32,5	27,8	30,7	26,9	Mittl. Neophytenanteil in den Flächen [%]
11	10	9	14	10	14	10	17	12	13	13	12,1	Anzahl C4-Arten
6,2	5,2	4,9	6,4	5,9	8,4	5,7	7,9	7,6	5,9	7,6	6,5	C4-Anteil an Gesamtartenzahl [%]
5,2	5,0	3,8	6,0	5,0	9,2	3,4	9,6	7,0	7,4	8,8	6,4	Mittl. C4-Artenzahl in den Aufnahmeflächen
6,0	5,6	4,6	5,6	5,7	10,5	4,2	8,2	9,1	6,2	10,4	6,9	Mittl. C4-Anteil in den Flächen [%]
4	4	4	5	5	6	4	4	5	7	3	4,6	RL-Arten
2,2	2,1	2,2	2,3	2,9	3,6	2,3	1,9	3,2	3,2	1,8	2,5	Anteil RL-Arten [%]

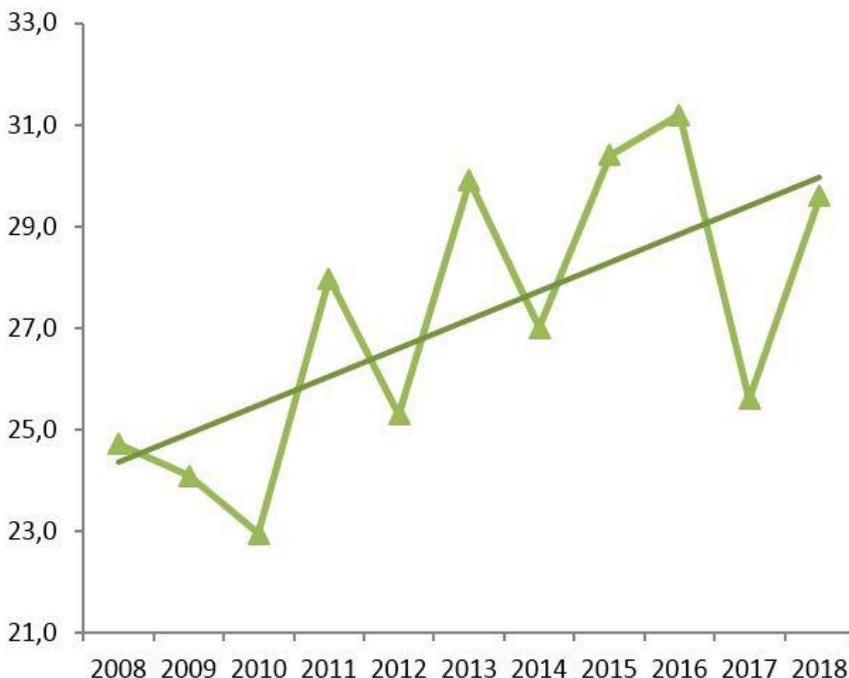


Abb. 3/10: Mittlerer Anteil der Neophytenarten an der Gesamtartenzahl [%] in den Jahren 2008 bis 2018 mit linearer Trendlinie.

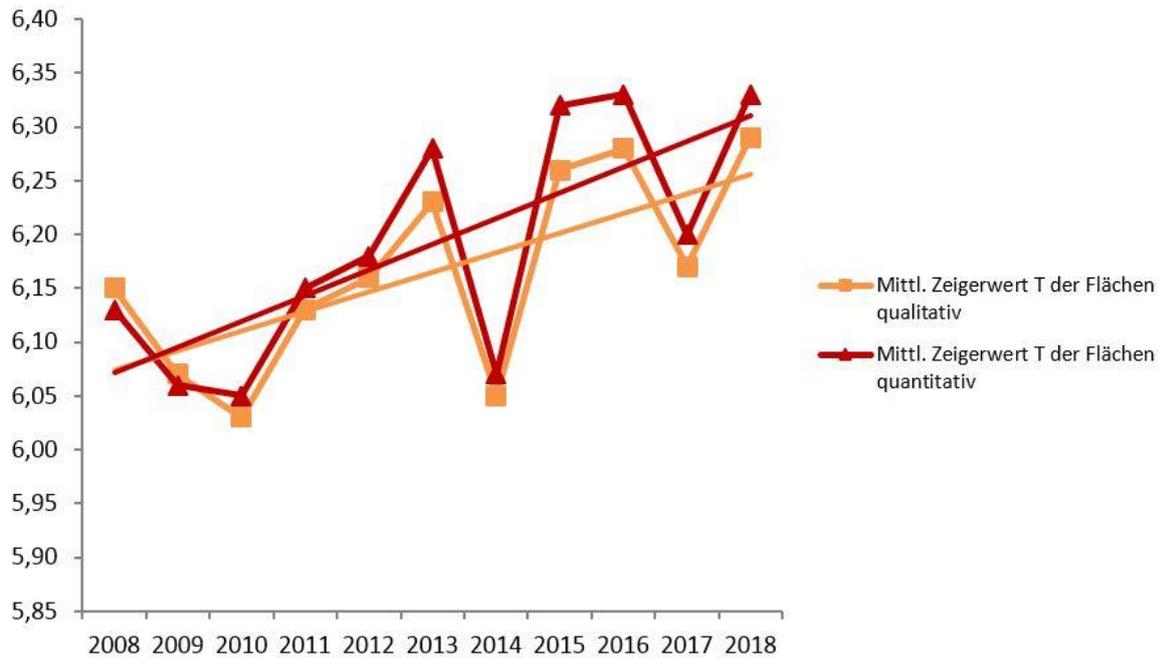


Abb. 3/11: Mittlere Temperaturzeigerwerte (ELLENBERG et al. 1992) der Pflanzen in den Untersuchungsflächen am Rheinufer in den Jahren 2008 bis 2018 mit linearen Trendlinien. Es ist eine deutliche Zunahme des Anteils Wärme liebender Arten erkennbar.



Abb. 3/12: Die Mexikanische Chia *Salvia hispanica* (links) ist eine Wärme liebende verwilderte Kulturpflanze, die 2016, 2017 und 2018 im Untersuchungsgebiet festgestellt wurde, allerdings nur im nicht blühenden Zustand. Dahingegen ist der Australische Gänsefuß *Chenopodium pumilio* (rechts) inzwischen fester Bestandteil der Rheinuferflora und dort seit einigen Jahren eine der häufigsten Arten. Düsseldorf-Lohausen, 05.10.2018 (links), Düsseldorf-Oberkassel, 12.09.2011 (rechts), Fotos: U. Schmitz.

Gallberg/Dernkamp

Die Ergebnisse der Untersuchungen der fünf Dauerflächen am Gallberg sind in Tab. 3/3 bis 3/8 dargestellt. Die Auswertung der Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) der einzelnen Flächen ergab bei ungewichteter Berechnung für 2018 Werte zwischen 4,67 und 5,50 (Durchschnitt 5,03). Die gewichtete Berechnung unter Berücksichtigung der Deckungsgrade ergab aufgrund der Dominanz der Kühle liebenden Wald-Hainsimse niedrigere Werte zwischen 4,01 und 5,03 (Durchschnitt 4,39). Der Vergleich der mittleren quantitativen Temperaturzeigerwerte zeigte von 2009 bis 2018 einen kontinuierlichen



Abb. 3/13: Während sich die Wärme liebende Esskastanie *Castanea sativa* (Bildmitte) in den vergangenen Jahren in den Untersuchungsflächen leicht ausbreiten konnte und in von Jahr zu Jahr schwankender Anzahl auftrat, nahm die kühle Temperaturen anzeigende Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica* langsam aber beständig ab. Düsseldorf-Gerresheim, Dauerfläche 5, 17.05.2018, Foto: U. Schmitz.



Abb. 3/14: Auch der Wald-Rippenfarn *Blechnum spicant*, der neueren Untersuchungen zufolge als ein Verlierer des Klimawandels gilt, hat in den vergangenen Jahren in den Untersuchungsflächen abgenommen. Düsseldorf-Gerresheim, Dauerfläche 2, 19.05.2015, Foto: U. Schmitz.

Anstieg (Abb. 3/17). Dieser statistisch signifikante Trend ist vor allem auf eine kontinuierliche Abnahme des Kühlezeigers Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica* (Abb. 3/13, 3/15) in den meisten Dauerflächen zurückzuführen. Nachdem der Wald-Rippenfarn *Blechnum spicant* (Abb. 3/14), der ebenfalls als Verlierer einer Klimaerwärmung angesehen wird (KÜHN mündl. Mittlg. 2008), in den ersten Untersuchungsjahren abnahm, hat sich sein Bestand auf niedrigem Niveau stabilisiert (Tab. 3/4). Die Zahl der Flächen mit Vorkommen von Jungpflanzen der Wärme liebenden Esskastanie *Castanea sativa* (Abb. 3/13) schwankt zwischen zwei (2018), drei (2009-2013, 2017) und vier (2014-2016). Die Pflanzen werden gelegentlich durch Wildverbiss geschädigt. Beim qualitativen Temperaturzeigerwert ist von 2009 bis 2018 kein eindeutiger Trend zu verzeichnen (Abb. 3/16). Schwankungen werden durch geringfügige Änderungen in der Artzusammensetzung verursacht. So trat die die Wärme liebende Walnuss *Juglans regia* im Jahr 2011 mit zwei jungen Exemplaren in Dauerfläche 2 zum Artenspektrum hinzu und konnte auch in den Folgejahren bis einschließlich 2015 wieder gefunden werden (Tab. 3/4, Abb. 3/23). Ab 2016 wuchs die Walnuss nicht mehr in dieser Fläche, allerdings befanden sich mehrere Exemplare in der unmittelbaren Nähe.

Tab. 3/3: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 1 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim. Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein. T: Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlezeiger, vorwiegend in subalpinen Lagen, 4=zwischen 3 und 5 stehend, insbesondere hochmontane und montane Arten, 5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten), L-FA = Luzulo-Fagetum, P-FA = Periclymeno-Fagetum, * = starke Spuren von Wildverbiss.
Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7. Blau = Kühlezeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.

Dauerflächennr.:	1										
Datum:	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	
Fläche [m²]:	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	
Neigung [°]:	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30	
Exposition:	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	
Gesellschaft:	L-FA/P-FA	L-FA/P-FA	L-FA/P-FA	L-FA/P-FA	L-FA/P-FA	L-FA/P-FA	L-FA/P-FA	L-FA/P-FA	L-FA/P-FA	L-FA/P-FA	
Dckg. Baumsch. 1 [%]:	75	75	75	85	85	85	80	80	85	80	
h Baumsch. 1 [m]:	22	22	22	22	22	22	22	22	22	22	
Deckg. Baumsch. 2 [%]:	40	40	45	45	45	40	35	35	35	30	
h Baumsch. 2 [m]:	12	12	12	12	12	10	10	10	9	9	
Dckg. Strauchsch. [%]:	
h Strauchsch [m]:	
Dckg. Krautsch. [%]:	27	25	20	16	15	15	20	11	15	11	
Dckg. Moossch. [%]:	6	5	8	6	7	8	8	6	8	5	
Artenzahl Gefäßpfl.:	11	10	11	12	10	10	11	11	11	10	
Baumschicht 1:											
<i>Fagus sylvatica</i>	.	.	.	20A	20A	35A	40A	40A	40A	35A	
<i>Quercus robur</i>	80	75	75	65	55	45	35	35	40	40	
<i>Quercus rubra</i>	10A	5A	10A	5A	5A	5A	
Baumschicht 2:											
<i>Sorbus aucuparia</i>	40	40	45	45	45	40	40	35	35	30	
Krautschicht:											
	T										
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klg.	x	0,1	3	0,1	0,25	0,04	0,25	0,1	0,05	4	0,1
<i>Carpinus betulus</i> juv.	6	0,25	.	0,1	0,1
<i>Castanea sativa</i> juv.	8	0,25	0,1	0,5	0,5	0,1	0,1	0,25	0,1	0,15	.
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	0,25	0,25	0,25	0,25	0,5	0,1	0,5	0,5	0,5	1
<i>Hedera helix</i>	5	.	0,1	0,1	0,1	0,1	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5	0,1
<i>Luzula sylvatica</i>	4	25	22	17	14	12	10	10	10	10	9
<i>Poa nemoralis</i>	x	0,25	0,1	0,1	0,1	0,04	0,01	0,04	0,1	0,05	0,01
<i>Quercus rubra</i> Klg.	.	0,25	0,5	1	0,25	0,1	0,04	0,04	0,01	0,05	0,25
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	x	0,25	0,25	0,5	0,25	0,1	0,25	0,1	0,04	0,1	0,25
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.	x	0,25	0,25	0,5	0,25	0,1	0,1	0,5	0,1	0,25	0,25
<i>Taxus baccata</i>	5	.	.	.	0,04	.	.	0,01	0,01	0,0025	0,01
T_{qual}		5,60	5,50	5,60	5,50	5,50	5,50	5,40	5,40	5,40	4,75
T_{quant}		4,07	4,03	4,05	4,17	4,08	4,05	4,14	4,09	4,11	4,01

Tab. 3/4: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 2 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim. Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein. T: Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlezeiger, vorwiegend in subalpinen Lagen, 4=zwischen 3 und 5 stehend, insbesondere hochmontane und montane Arten, 5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten). L-FA = Luzulo-Fagetum. **Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7. Blau = Kühlezeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.**

Dauerflächennr.:	2										
Datum:	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	
Fläche [m²]:	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	
Neigung [°]:	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
Exposition:	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	NW	
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	
Dckg. Baumsch. 1 [%]:	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85	
h Baumsch. 1 [m]:	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	
Deckg. Baumsch. 2 [%]:	
h Baumsch. 2 [m]:	
Dckg. Strauchsch. [%]:	
h Strauchsch [m]:	
Dckg. Krautsch. [%]:	25	23	25	25	25	20	20	25	20	15	
Dckg. Moossch. [%]:	15	15	15	15	12	12	12	12	8	5	
Artenzahl Gefäßpfl.:	9	9	11	12	10	11	11	10	10	10	
Baumschicht 1:											
<i>Acer pseudoplatanus</i>	55	55	55	55	55	55	60	60	60	60	
<i>Fagus sylvatica</i>	40	40	40	35	30	20	20	20	25	25	
<i>Quercus rubra</i>	.	.	.	5A	10A	20A	15A	15A	15A	15A	
Krautschicht:											
	T										
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klq.	x	0,25	7	2	3	3	5	2	0,1	8	0,1
<i>Blechnum spicant</i>	x	10	5	4	3	3	4	4	3	2	2
<i>Castanea sativa</i> juv.	8	0,01	0,03	0,05	.	.
<i>Dryopteris dilatata</i>	x	5	5	10	12	12	10	12	16	8	7
<i>Dryopteris filix-mas</i>	x	0,25	0,25	1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,8	0,5	0,3
<i>Fraxinus excelsior</i> Klq.	5	0,1	0,1	0,25	0,25	0,1	0,05	0,1	0,1	0,1	0,05
<i>Galium aparine</i>	6	.	.	.	0,1
<i>Hedera helix</i>	5	0,1	0,25	0,1	0,1	0,05	0,001	0,01	0,1	0,05	0,2
<i>Juglans regia</i> juv.	8	.	.	0,25	0,1	0,05	0,025	0,03	.	.	.
<i>Luzula sylvatica</i>	4	10	6	6	5	5	4	4	4	4	4
<i>Quercus rubra</i> Klq.	.	.	.	1	0,5	0,5
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	x	0,1	0,25	1	0,25	0,1	0,2	0,5	2	0,5	1
T_{qual}		4,67	4,67	5,50	5,60	5,50	5,50	5,50	5,50	4,67	4,67
T_{quant}		4,02	4,06	4,20	4,17	4,07	4,05	4,08	4,09	4,04	4,06

Tab. 3/5: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 3 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim. Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein. T: Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlezeiger, vorwiegend in subalpinen Lagen, 4=zwischen 3 und 5 stehend, insbesondere hochmontane und montane Arten, 5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten). L-FA = Luzulo-Fagetum. **Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7. Blau = Kühlezeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.**

Dauerflächennr.:	3									
Datum:	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Fläche [m²]:	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Neigung [°]:	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Exposition:	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW	SW
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA
Dckg. Baumsch. 1 [%]:	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85
h Baumsch. 1 [m]:	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Deckg. Baumsch. 2 [%]:
h Baumsch. 2 [m]:
Dckg. Strauchsch. [%]:	.	3	1	2	1	2	3	4	4	4
h Strauchsch [m]:	.	3	3	3	3	4	4	4	4	4
Dckg. Krautsch. [%]:	15	15	18	18	16	15	20	20	18	16
Dckg. Moossch. [%]:	5	3	5	1	2	2	3	4	4	1
Artenzahl Gefäßpfl.:	8	8	7	9	8	9	9	9	7	7
Baumschicht 1:										
<i>Fagus sylvatica</i>	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85
Strauchschicht										
<i>Ilex aquifolium</i>	.	3A	1A	2A	1A	2A	3A	4A	4A	4A
Krautschicht: T										
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klg.	x	0,1	0,1	.	0,1	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
<i>Cardamine flexuosa</i>	5	.	.	.	0,01
<i>Castanea sativa</i> juv.	8	0,1	0,25	1	1	0,5	0,2	0,3	0,5	0,5
<i>Corylus avellana</i>	5	0,005	0,01	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	x	.	.	0,25	0,25
<i>Dryopteris dilatata</i>	x	0,25
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	4	4	7	8	8	8	10	10	11
<i>Fraxinus excelsior</i> Klg.	5	0,005	0,005	0,05	.	.
<i>Hedera helix</i>	5	0,005	.	.	.
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5	3	4	5	5	7	7	8	9	9
<i>Luzula luzuloides</i>	x	5	5	5	4	0,5	0,5	0,1	0,25	0,3
<i>Luzula sylvatica</i>	4	6	4	4	3	3	3	2	1,5	1,3
<i>Quercus rubra</i> Klg.	.	.	0,1	0,01	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	x	0,25	0,5	0,5	1	4	4	0,5	1,5	1,5
T_{qual}		5,50	5,50	5,50	5,40	5,40	5,40	5,33	5,40	5,50
T_{quant}		4,56	4,73	4,94	5,00	4,92	4,87	4,95	5,00	5,01

Tab. 3/6: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 4 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim. Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein. T: Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlezeiger, vorwiegend in subalpinen Lagen, 4=zwischen 3 und 5 stehend, insbesondere hochmontane und montane Arten, 5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten). L-FA = Luzulo-Fagetum. **Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7. Blau = Kühlezeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.**

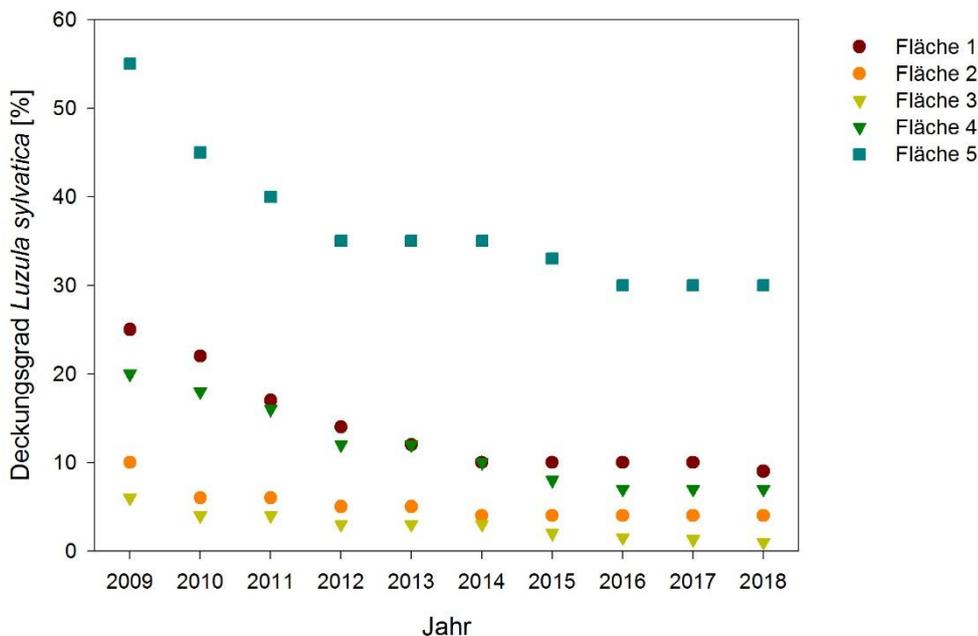
Dauerflächennr.:	4										
Datum:	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	
Fläche [m²]:	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	
Neigung [°]:	50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	
Exposition:	SO	SO	SO	SO	SO	SO	SO	SO	SO	SO	
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	
Dckg. Baumsch. 1 [%]:	85	85	85	85	85	85	85	85	85	85	
h Baumsch. 1 [m]:	28	28	28	28	28	28	28	28	28	28	
Deckg. Baumsch. 2 [%]:	
h Baumsch. 2 [m]:	
Dckg. Strauchsch. [%]:	
h Strauchsch [m]:	
Dckg. Krautsch. [%]:	40	40	38	30	30	35	30	27	30	30	
Dckg. Moossch. [%]:	6	5	4	4	<1	1	<1	<1	3	5	
Artenzahl Gefäßpfl.:	10	10	10	9	9	9	9	9	9	8	
Baumschicht 1:											
<i>Fagus sylvatica</i>	75	75	85	80	80	80	80	82	82	82	
<i>Quercus robur</i>	15	15	15	10	10	10	8	5	5	5	
Krautschicht: T											
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klq.	x	0,1	0,25	0,1	0,05	.	0,01	0,01	0,01	0,5	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	x	0,1
<i>Dryopteris dilatata</i>	x	0,1	0,25	0,5	0,25	0,5	0,5	0,25	1	0,5	0,8
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	8	8	8	8	8	12	15	14	12	8
<i>Fraxinus excelsior</i> Klq.	5	.	0,1
<i>Hedera helix</i>	5	0,1	0,25	1	0,25	0,1	0,01	0,01	0,05	0,05	0,05
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5	6	6	6	6	6	10	6	6	9	8
<i>Luzula luzuloides</i>	x	8	6	6	4	4	2	0,5	0,2	0,2	0,1
<i>Luzula sylvatica</i>	4	20	18	16	12	12	10	8	7	7	7
<i>Prunus avium</i> Klq.	5	.	.	0,1	.	0,005
<i>Quercus robur</i> Klq.	6	.	.	.	0,03	0,01	.	.	.	0,5	.
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.	x	0,25	0,1	0,25	0,25	0,1	0,01	0,05	0,01	0,1	0,1
T_{qual}		4,75	4,80	4,83	5,00	5,00	4,75	4,75	4,75	5,00	4,75
T_{quant}		4,41	4,44	4,49	4,54	4,54	4,69	4,72	4,74	4,77	4,70

Tab. 3/7: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 5 am Gallberg bei Düsseldorf-Gerresheim. Deckungsgrade in %; A: Pflanze wurzelt außerhalb der Dauerfläche, ragt aber mit ihren Zweigen hinein. T: Temperaturzeigerwert nach ELLENBERG et al. (1992) (3=Kühlezeiger, vorwiegend in subalpinen Lagen, 4=zwischen 3 und 5 stehend, insbesondere hochmontane und montane Arten, 5=Mäßigwärmezeiger, 6=zwischen 5 und 7 stehend, 7=Wärmezeiger, 8=zwischen 7 und 9 stehend, 9=extremer Wärmezeiger, x=indifferentes Verhalten). L-FA = Luzulo-Fagetum. * = starke Spuren von Wildverbiss. **Rot = Wärme liebende Arten mit Ellenberg-Zeigerwert T ≥ 7. Blau = Kühlezeiger mit Ellenberg-Zeigerwert T ≤ 4 und sonstige Verlierer des Klimawandels.**

Dauerflächennr.:	5									
Datum:	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Fläche [m ²]:	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Neigung [°]:	45	45	45	45	45	45	45	45	45	45
Exposition:	SW									
Gesellschaft:	L-FA									
Dckg. Baumsch. 1 [%]:	85	85	85	90	85	85	85	85	85	85
h Baumsch. 1 [m]:	30	30	30	30	30	30	30	30	30	30
Deckg. Baumsch. 2 [%]:
h Baumsch. 2 [m]:
Dckg. Strauchs. [%]:	4	5	6	8	9	9
h Strauchs. [m]:	2	2,5	2	2	2	2
Dckg. Krautsch. [%]:	65	50	50	50	50	50	45	37	36	36
Dckg. Moossch. [%]:	3	2	2	2	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Artenzahl Gefäßpfl.:	9	8	8	9	9	8	7	8	9	9
Baumschicht 1:										
<i>Fagus sylvatica</i>	85	85	85	90	85	85	85	85	85	85
Strauchschicht										
<i>Ilex aquifolium</i>	4	5	6	8	9	9
Krautschicht:										
<i>Acer platanoides</i> Klg.	6	0,01
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klg.	x	0,1	0,1	0,1	0,01	0,01	.	.	0,05	0,01
<i>Avenella flexuosa</i>	x	.	.	.	0,1	0,05	0,05	.	0,04	0,05
<i>Castanea sativa</i> juv.	8	0,1	0,1*	0,1	0,1	0,1	0,1	0,05	0,07	0,05
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	0,25	0,5	0,25	1	0,75	0,5	1	0,5	0,5
<i>Fraxinus excelsior</i> Klg.	5	0,1
<i>Hedera helix</i>	5	0,25	0,25	0,25	0,25	0,1	0,1	0,05	0,05	0,1
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5	5	6	5	7	10	11	6	4	5
<i>Luzula luzuloides</i>	x	8	7	7	9	4	4	4	3	4
<i>Luzula sylvatica</i>	4	55	45	40	35	35	35	33	30	30
<i>Sorbus aucuparia</i> juv.	x	0,25	0,1	0,1	0,1	0,1	0,04	0,1	0,05	0,05
T_{qual}	5,33	5,40	5,50							
T_{quant}	4,10	4,14	4,13	4,20	4,24	4,26	4,18	4,14	4,16	4,16

Tab. 3/8: Vergleich der Daten vom Gallberg 2009 bis 2018.

2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	MW	Parameter
18	16	20	23	24	18	19	19	18	18	19,6	Gesamtartenzahl
17	15	19	23	20	17	18	18	18	17	18,4	Artenzahl Krautschicht
7	6	9	12	10	7	9	8	8	8	8,5	Arten mit Zeigerwert in Krautschicht
5,17	5,17	5,37	5,38	5,36	5,31	5,28	5,29	5,19	5,03	5,3	Mittl. Zeigerwert T der Flächen qualitativ
4,23	4,28	4,36	4,42	4,37	4,38	4,42	4,41	4,42	4,39	4,4	Mittl. Zeigerwert T der Flächen quantitativ
5,43	5,33	5,67	5,67	5,67	5,71	5,56	5,30	5,38	5,38	5,5	Mittl. Zeigerwert T der Artenliste Krautschicht
1	1	2	2	2	2	2	1	1	1	1,6	Archäophytenarten
5,6	6,3	10,0	8,7	8,3	11,1	10,5	5,3	5,6	5,6	8,2	Archäophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1,0	Neophytenarten
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	Eingebürgerte Neophyten
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1,0	Unbeständige Neophyten
5,6	6,3	5,0	4,3	4,2	5,6	5,3	5,3	5,6	5,6	5,2	Neophytenanteil an Gesamtartenzahl [%]
0,2	0,2	0,4	0,4	0,2	0,2	0,2	0,4	0,2	0,2	0,3	Mittl. Neophytenartenzahl pro Fläche
1,8	2,0	3,6	3,3	2,0	2,0	1,8	4,3	1,8	1,8	2,6	Mittl. Neophytenanteil in den Aufnahmeflächen [%]
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	Anzahl C4-Arten
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	C4-Anteil an Gesamtartenzahl [%]
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	Mittl. C4-Artenzahl in den Aufnahmeflächen
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	Mittl. C4-Anteil in den Flächen [%]
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	RL-Arten
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	Anteil RL-Arten [%]


 Abb. 3/15: Abnahme des Kühlezeigers *Luzula sylvatica* in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2018.

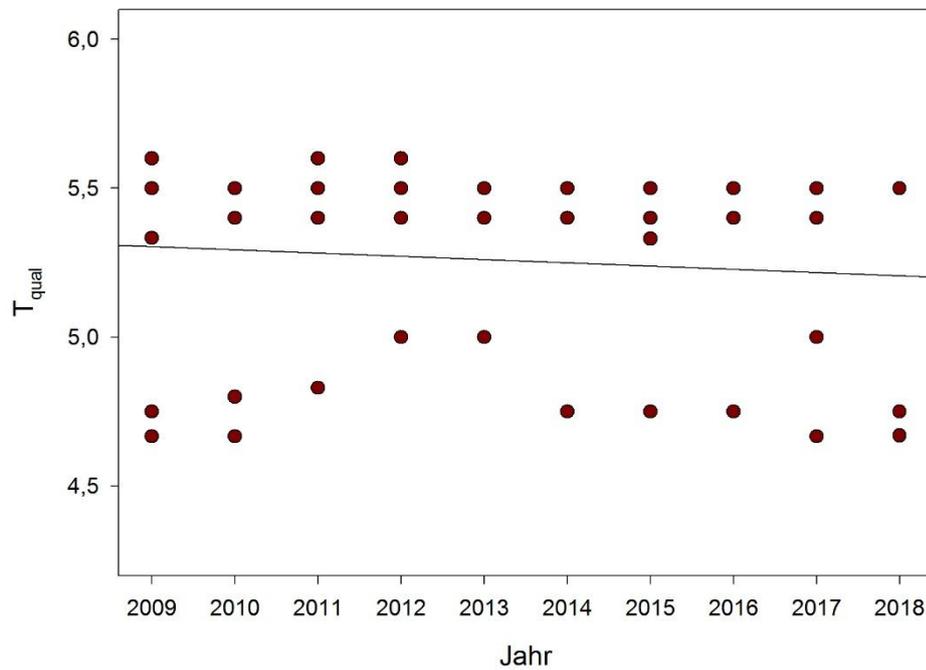


Abb. 3/16: Mittlere ungewichtete Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2018 mit linearer Trendlinie ohne signifikanten Trend (Mann-Kendall-Test).

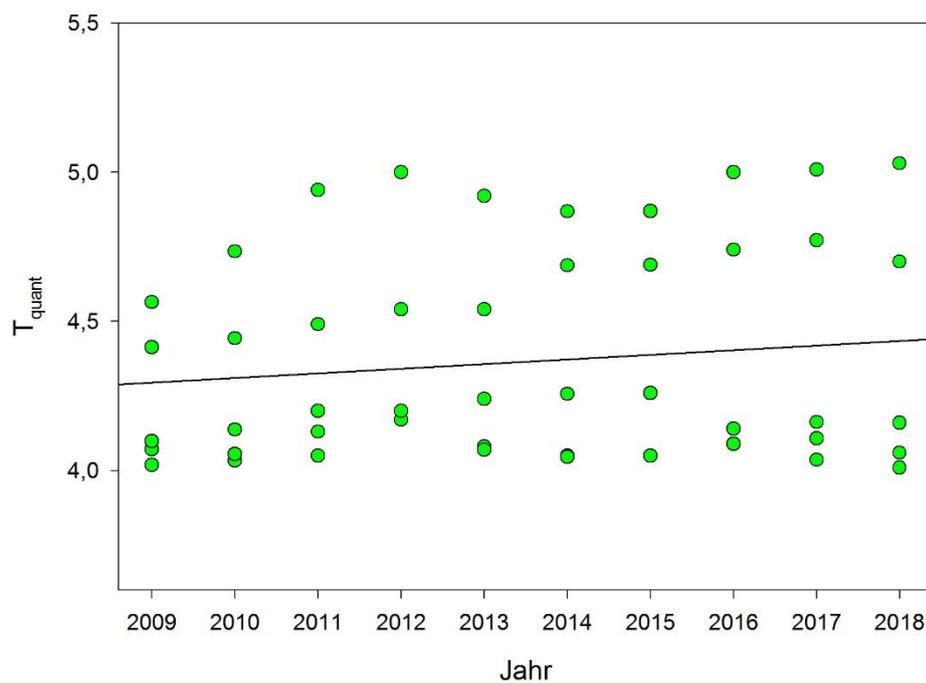


Abb. 3/17: Mittlere gewichtete Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) in den fünf Daueruntersuchungsflächen am Gallberg von 2009 bis 2018 mit signifikant steigender linearer Trendlinie, (Mann-Kendall-Test).

Diskussion

Rhein

Im Untersuchungszeitraum des Klimafolgenmonitorings war von 2008 bis 2018 ein schwankender aber deutlicher Anstieg des Anteils der Neophytenarten in den einzelnen Untersuchungsflächen zu verzeichnen. In einem größeren zeitlichen und räumlichen Kontext zeigt ein Vergleich älterer Vegetationsaufnahmen vom Ufer des Niederrheins seit der Mitte des 20. Jahrhunderts (LOHMEYER 1970, MAY 1988, LOHMEYER & SUKOPP 1992, WISSKIRCHEN 1995, RIENER 2004) mit eigenen Daten, dass der Anteil der Neophyten auf den Sand- und Kiesbänken des Rheinufer von 9,9 % in den 1960er Jahren auf über 27 % zu Beginn des 21. Jahrhunderts angestiegen ist (SCHMITZ 2006). Die Werte der Monitoringuntersuchungen in Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2009, 2010a, 2011a, 2012, 2013, 2014a, 2015, 2016, 2017, 2018a) waren in ihrer Größenordnung dabei ähnlich den Ergebnissen der Dauerflächenuntersuchung am Rheinufer bei Monheim im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann (SCHMITZ et al. 2010b, 2011b, 2014b, 2018b). Die Werte der Jahre 2008-2018 für den Raum Düsseldorf lagen zum Teil zwar etwas unterhalb der Werte für den gesamten Niederrhein aus den vorangegangenen Jahren, der langfristige Trend zeigt jedoch deutlich aufwärts, insbesondere die Jahre 2013, 2015, 2016 und 2018 zeigten hohe Anteile an Neophyten (Abb. 3/18).

Das gleiche gilt für die Entwicklung der Anteile von C₄-Pflanzenarten in den Vegetationsaufnahmen (Abb. 3/19). Diese Arten sind aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels an besonders warme und sonnige Standorte gebunden. Der langfristige Trend zeigt deutlich aufwärts, wobei insbesondere in den Jahren 2013, 2015, 2016 und 2018 hohe Anteile an C₄-Pflanzen gefunden wurden.

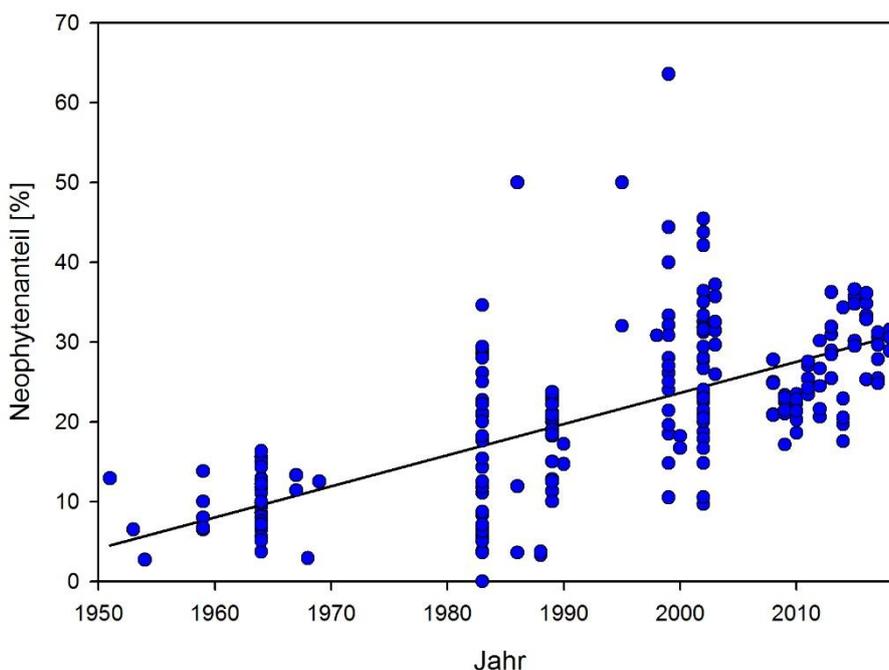


Abb. 3/18: Anstieg des Neophytenanteils in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer zwischen 1951 und 2018 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

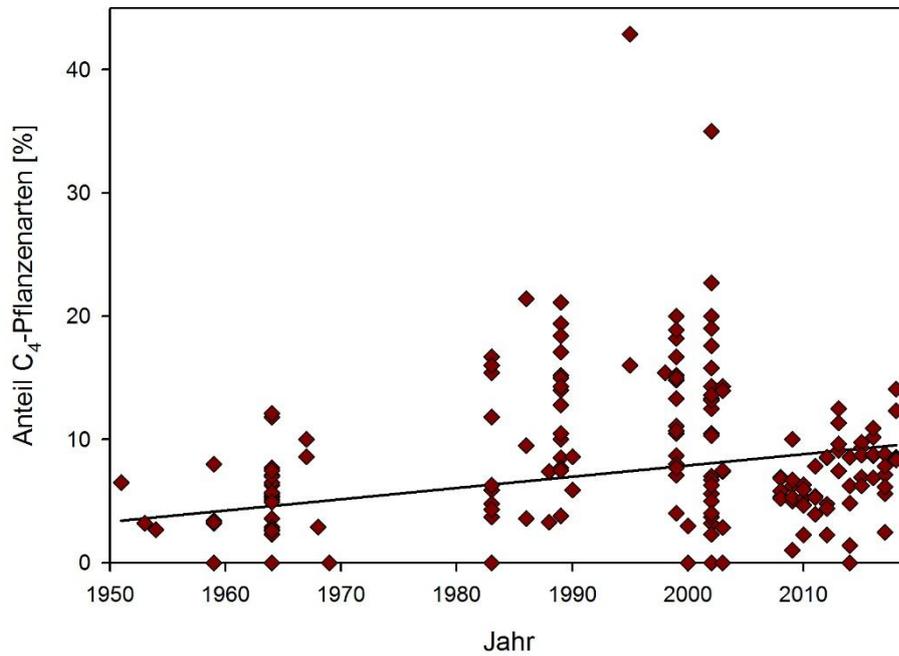


Abb. 3/19: Anstieg des Anteils an C₄-Pflanzen in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer zwischen 1951 und 2018 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

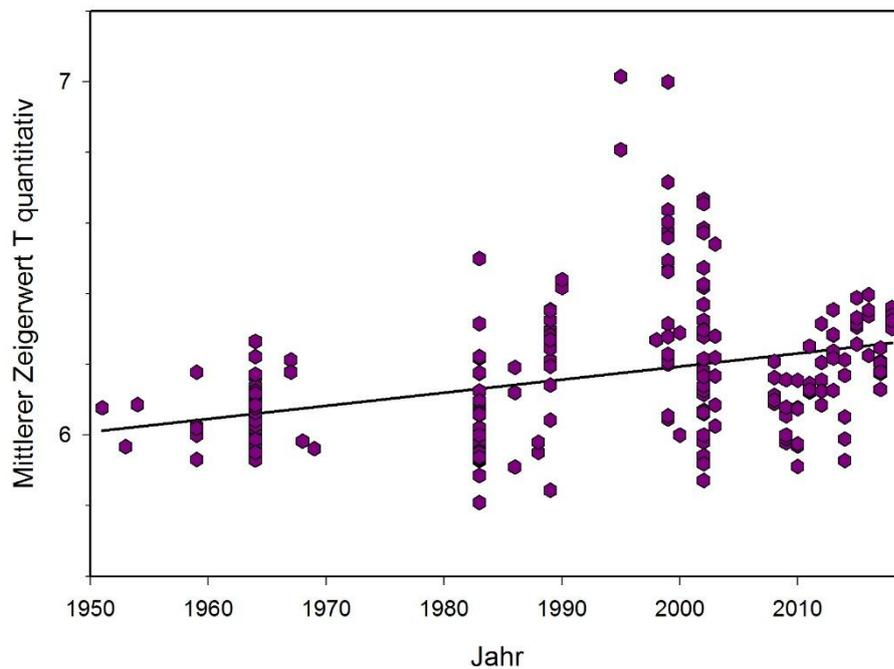


Abb. 3/20: Anstieg des mittleren gewichteten Temperaturzeigerwertes nach ELLENBERG et al. (1992) in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer zwischen 1951 und 2018 (Werte vor 2005 nach SCHMITZ 2006).

Ein großer Teil der Neophyten und C₄-Arten der fünf Daueruntersuchungsflächen ist regelmäßig in allen Untersuchungsjahren zu finden und war bereits von SCHMITZ & LÖSCH (2005) für den Bereich des Niederrheins nachgewiesen worden. Manche Arten sind neu hinzugekommen und andere verschwinden auch wieder. So war z. B. der nordamerikanische Carolina-Nachtschatten *Solanum carolinense*, der als Neophyt nach Asien und Europa eingeschleppt wurde (EBERWEIN & LITSCHER 2007) am Rheinufer an der Lausward von 2006 bis 2011 durchgehend zu beobachten. In den Folgejahren war die Art nur noch in geringerer Anzahl oder gar nicht vertreten. Die Feige *Ficus carica*, konnte nach mehreren Jahren der kontinuierlichen Beobachtung an der Lausward ab 2012 nicht mehr gefunden werden. Für den Rückgang spielt jedoch in beiden Fällen nicht das Klima, sondern die starke Schafsbeweidung die entscheidende Rolle, die sich in Volmerswerth, auf der Lausward, in Oberkassel und in Lohausen bis auf die Sand- und Kiesbänke des Rheinufers erstreckt.

Im Untersuchungsjahr 2018 wurden 51 Neophytenarten nachgewiesen, was einen durchschnittlichen Wert darstellt. Allerdings lag der Anteil von Neophyten an der Gesamtartenzahl mit 30,0 % über dem Durchschnitt, erreichte aber nicht den bisherigen Rekord von 31,2 % aus dem Jahr 2016. Von den Neophyten waren 40 Arten eingebürgert und 11 unbeständig (= ephemer). Manche Arten, wie die Tomate *Lycopersicon esculentum*, stehen auf der Schwelle zur Einbürgerung. Während die Tomate 2010 und 2014 nicht gefunden werden konnte, war sie in den Jahren 2011 und 2015 vielfach und 2016, 2017 und 2018 vereinzelt mit reifen Früchten zu beobachten (Abb. 3/21), in den Jahren 2012 und 2013 zwar ebenfalls an vielen Stellen wachsend, jedoch nur mit Blüten und unreifen Früchten. Keimungsversuche zeigten, dass die Samen der Tomate durchaus imstande sind, hiesige Wintertemperaturen zu einem beträchtlichen Anteil zu überstehen (SCHMITZ 2004a).

Etlliche der neophytischen Arten stammen aus Regionen mit mediterran-subtropischem Klima. Einbürge-



Abb. 3/21: Die Tomate *Lycopersicon esculentum* (links) kann am Rheinufer in warmen Jahren zur Fruchtreife gelangen. Düsseldorf-Himmelgeist, 21.09.2017. Die Nordamerikanische Seide *Cuscuta campestris* (rechts) ist eine Wärme liebende Pflanze, die zum Teil auch auf anderen Neophyten parasitiert, wie hier auf der Zucker Spitzklette *Xanthium saccharatum*, die ebenfalls aus Nordamerika stammt. Düsseldorf-Lohausen, 29.09.2017, Fotos: U. Schmitz.



Abb. 3/22: Die Italienische Strohblume („Currykraut“) *Helichrysum italicum* stammt aus dem Mittelmeerraum und wird in Mitteleuropa als Zierpflanze kultiviert. Im Jahr 2018 konnte sie zum ersten Mal in den Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Düsseldorf-Volmerswerth, 25.09.2018, Foto: U. Schmitz.

rungsprozesse solcher Arten werden von der Klimaerwärmung gefördert. In den letzten Jahrzehnten war bereits eine deutliche Zunahme Wärme liebender Arten am Rheinufer zu beobachten (SCHMITZ 2005), die durch die Erwärmung des Klimas begünstigt wird. So konnte gezeigt werden, dass die Einbürgerung verschiedener *Amaranthus*-Arten aus Regionen mit mediterran-subtropischem Klima in den 1980er und 1990er Jahren als Folge der Klimaerwärmung ermöglicht wurde (SCHMITZ 2002a, 2002b, 2004b). Bei einem mittleren Temperaturzeigerwert von durchschnittlich etwas oberhalb 6 sind die Untersuchungsflächen überwiegend mit Mäßigwärme bis Wärme liebenden Pflanzen be-

standen. Ein Vergleich der Werte des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf mit Werten für den gesamten Niederrhein aus den vorhergehenden Jahren zeigt einen langfristig aufwärts zeigenden Trend (Abb. 3/20).

Gallberg/Dernkamp

In den Dauerflächen im Hügelland östlich von Düsseldorf-Gerresheim ist eine kontinuierliche Abnahme des dominierenden Kühlezeigers Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica* in den letzten Jahren zu beobachten (Abb. 3/15). Daneben sind einzelne Wärmezeiger in den Dauerflächen aufgetreten. So kann die Esskastanie *Castanea sativa* seit 2009 mit leicht steigendem Deckungsgrad in drei der fünf Untersuchungsflächen beobachtet werden, 2014 und 2015 sogar in vier der fünf Flächen. Im Jahr 2018 konnte die Esskastanie allerdings nur noch in zwei Flächen gefunden werden, möglicherweise verursacht durch Wildverbiss. Für den Wald in der Umgebung der Untersuchungsflächen berichtet KRAUSE (mdl. Mittlg. 2011), dass dort seit mindestens 20 Jahren Jungwuchs der Esskastanie in der Nähe von Altbäumen beobachtet werden kann. Desweiteren kam 2011 auch Jungwuchs der Wärme liebenden Walnuss *Juglans regia* in einer der Dauerflächen hinzu, der auch 2012 bis 2015 nachgewiesen wurde. Vergleichbare Flächen nordwestlich von Erkrath auf dem Gebiet des Kreises Mettmann hatten in den Jahren 2009, 2010 und 2013 dagegen noch keine Wärmezeiger aufgewiesen (SCHMITZ et al. 2010b, 2011b, 2014b). Ein Vergleich der mittleren Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) zeigte keinen Anstieg bei qualitativer (Abb. 3/16) und einen deutlichen und statistisch signifikanten Anstieg bei quantitativer (Abb. 3/17) Berechnung. Eine Erwärmung des Klimas könnte auf Dauer zu einem Rückgang von *Luzula sylvatica* und anderen Kühle liebenden Arten sowie zu einer Etablierung von Esskastanie *Castanea sativa* und Walnuss *Juglans regia* führen, sofern die sonstigen Standortbedingungen gleich bleiben. Die bisherigen Befunde scheinen diese Prognose bereits zu bestätigen. Im Gegensatz zum Rheinufer, wo eine Steigerung



Abb. 3/23: Nachdem die Wärme liebende Walnuss *Juglans regia* (Bildmitte) im Jahr 2011 erstmals mit zwei Exemplaren als Jungwuchs in einer der Untersuchungsflächen festgestellt werden konnte, war sie dort auch 2012-2015 vertreten. Seit 2016 zwar nicht mehr, jedoch in der Nachbarschaft der Untersuchungsfläche. In Wäldern des Ruhrgebietes konnte bereits eine deutliche Expansion der Walnuss in den letzten Jahren nachgewiesen werden. Daneben Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica* (grasartige Blätter). Düsseldorf-Gerresheim, Dauerfläche 2, 19.05.2015, Foto: U. Schmitz.

des Temperaturzeigerwertes durch das Hinzutreten Wärme liebender Neophyten zu verzeichnen ist, steigt der Temperaturzeigerwert am Gallberg durch den Rückgang eines typischen Kühlezeigers und zum Teil durch das Hinzutreten zweier Wärme liebender Archäophyten. Da das Untersuchungsgebiet abgesehen von Forstwirtschaft mit geringer Intensität und gelegentlichem Wildverbiss keiner sonstigen Beanspruchung und Nutzungsänderung unterliegt (s. a. PIEREN et al. 2005), sind die dortigen Flächen für ein Monitoring gut geeignet. Der am Fundort mit *Luzula sylvatica* vergesellschaftete Wald-Rippenfarn *Blechnum spicant* ist nach jüngeren Untersuchungen ebenfalls ein Verlierer des Klimawandels in Mitteleuropa (KÜHN mündl. Mittlg. 2008). Als Folge der Klimaerwärmung wäre somit auch ein zukünftiger Rückgang dieser Art in den Dauerflächen zu erwarten. Beim Vergleich der Untersuchungen von 2009 bis 2017 war bereits ein Rückgang der Deckung dieser Art in Untersuchungsfläche 2 von zehn auf zwei Prozent zu verzeichnen. Esskastanie und Walnuss haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in Westasien und dem nördlichen Mittelmeerraum, sie wurden aber schon mindestens seit der Römerzeit in Mitteleuropa kultiviert. Beide Arten sind empfindlich gegen niedrige Temperaturen und können insbesondere

von Spätfrösten geschädigt werden (SCHÜTT et al. 2006). Im Tertiär, in dem das Klima wesentlich wärmer war als heute, war die Gattung *Juglans* zudem auch in weiten Teilen Europas indigen (HETZEL 2011). Für das Ruhrgebiet berichten HETZEL (2009, 2012) und HETZEL & SCHMITT (2013) von einer deutlichen Expansion und Zunahme der Naturverjüngung beider Arten. Während für die Esskastanie seit längerem regionale Einbürgerungstendenzen bekannt sind, hat in jüngerer Zeit insbesondere die bislang noch als unbeständige Art geltende Walnuss zugenommen. Während zum Beispiel im gesamten Stadtgebiet von Bochum bis zum Jahr 2002 kein einziges verwildertes Vorkommen der Walnuss bekannt war, konnten bei Kartierungen im Jahr 2008 in nahezu jedem Wald Jungpflanzen auch fernab von fruchtenden Mutterbäumen nachgewiesen werden. Für manche Gegenden des Ruhrgebietes ist bereits von einer „Juglandisierung“ der Wälder die Rede (HETZEL 2009, 2012). Der von LOACKER (2008) für den Ostalpenraum gezeigte Zusammenhang der Arealexpansion des Walnussbaumes mit dem Klimawandel, lässt sich somit auch für Nordrhein-Westfalen nachvollziehen.

Bei Monitoringuntersuchungen von Flächen mit Kühlezeigern ist zu beachten, dass das Verschwinden der Kühle liebenden Arten im Allgemeinen langsamer vonstattengeht als das Hinzutreten Wärme liebender Arten. Das liegt daran, dass die Kühlezeiger meist nicht deshalb verschwinden, weil ihnen die wärmeren Bedingungen physiologisch schaden, sondern weil sie von besser angepassten Arten auskonkurriert werden. Die Untersuchung dieser Dauerflächen sollte daher besonders langfristig angelegt sein.

Literatur

- EBERWEIN, R. K. & LITSCHER, T. (2007): *Solanum carolinense* L. (Solanaceae), ein gefährlicher Neubürger in Österreich. In: Rudolfinum. Jahrbuch des Landesmuseums Kärnten 2005. Klagenfurt 2007: 325-330.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. verb. u. erw. Aufl., 258 S., Scripta Geobotanica 18, Goltze, Göttingen.
- HETZEL, I. (2009): Zur spontanen Ausbreitung von Walnuss (*Juglans regia*) und Esskastanie (*Castanea sativa*) in Wäldern und Forsten im mittleren Ruhrgebiet. Floristische Rundbriefe 43: 24-43.
- HETZEL, I. (2011): Echte Walnuss *Juglans regia*. Pflanzenportraits. Bochumer Botanischer Verein. http://www.botanik-bochum.de/pflanzenbilder/pdf/Juglans_regia.pdf (aufgerufen am 25.11.2016).
- HETZEL, I. (2012): Ausbreitung klimasensitiver ergasiophygotischer Gehölzsippen in urbanen Wäldern im Ruhrgebiet. Dissertationes Botanicae 411. 205 S., Schweizerbart, Stuttgart.
- HETZEL, I. & SCHMITT, T. (2013): Klimasensitive gebietsfremde Gehölze in Wäldern im Ruhrgebiet. Natur in NRW 4/2013: 35-39.
- HÖLZEL, N. & BERNDT, A. (2009): Empfindlichkeitsanalyse der Farn- und Blütenpflanzen. In: BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 288 S., http://fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_1.pdf.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & DURKA, W. (2002): BIOLFLOR - eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, Schriftenreihe für Vegetationskunde 38, 334 S., <http://www.ufz.de/biolflor/index.jsp>
- LOACKER, K. (2008): Die Ausbreitung des Walnussbaumes im Ostalpenraum. Eine Auswirkung der Klimaerwärmung. 96 S., VDM, Saarbrücken.
- LOHMEYER, W. (1970): Über das Polygono-Chenopodietum in Westdeutschland unter besonderer Berücksichtigung seiner Vorkommen am Rhein und im Mündungsgebiet der Ahr. Schriftenreihe für Vegetationskunde 5: 7-28.
- LOHMEYER, W. & SUKOPP, H. (1992): Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. Schriftenreihe für Vegetationskunde 25, 185 S., Bonn-Bad Godesberg.
- MAY, P. (1988): Flutrasen- und Flußknöterichgesellschaften am unteren Niederrhein. 99 S., Diplomarbeit, Münster.

- METZING, D., E. GARVE & G. MATZKE-HAJEK (2018): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (*Trachaeophyta*) Deutschlands. Stand 28.2.2018, Bundesamt für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (7): 13-358.
- PIEREN, H., RICHARZ, N., LUWE, M. & BÖHM, K. (2005): Biotopmanagementplan für das NSG Pillebachtal / Dernkamp / Gallberg. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Landeshauptstadt Düsseldorf.
- RAABE, U., BÜSCHER, D., FASEL, P., FOERSTER, E., GÖTTE, R., HAEUPLER, H., JAGEL, A., KAPLAN, K., KEIL, P., KULBROCK, P., LOOS, G. H., NEIKES, N., SCHUMACHER, W., SUMSER, H. & VANBERG, C. (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Farn- und Blütenpflanzen – Pteridophyta et Spermatophyta – in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand Dezember 2010. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. http://www.lanuv.nrw.de/natur/arten/rote_liste/pdf/RL-NW10-Farn-und%20Bluetenpflanzen-Pteridophyta%20et%20Spermatophyta.pdf
- RIENER, D. (2004): Flora und Vegetation des Monheimer Rheinbogens unter besonderer Beachtung der Neophyten. 110 S., Diplomarbeit Universität Düsseldorf.
- SCHMITZ, U. (2002a): Untersuchungen zum Vorkommen und zur Ökologie neophytischer Amaranthaceae und Chenopodiaceae in der Ufervegetation des Niederrheins. Dissertationes Botanicae 364, 140 S., Cramer, Berlin, Stuttgart.
- SCHMITZ, U. (2002b): Der Einfluss der Substrattemperatur auf die Entwicklung eingebürgerter und ephemerer *Amaranthus*-Arten. In: KOWARIK, I. & U. STARFINGER (Hrsg.): Biologische Invasionen Herausforderung zum Handeln? Neobiota 1:149-155.
- SCHMITZ, U. (2004a): Frost resistance of tomato seeds and the degree of naturalisation of *Lycopersicon esculentum* Mill. in Central Europe. Flora 199: 476-480.
- SCHMITZ, U. (2004b): The potential effects of climate change on the growing season and degree of naturalization of alien *Amaranthus* species on banks of the river Rhine. In: KÜHN, I. & S. KLOTZ (Eds.) 2004: Biological Invasions: Challenges for Science. Neobiota 3: 135-145.
- SCHMITZ, U. (2006): Increase of alien and C₄ plants in annual river bank vegetation of the River Rhine. Phytocoenologia 36 (3): 393-402.
- SCHMITZ, U. & LÖSCH, R. (2005): Neophyten und C₄-Pflanzen in der Auenvegetation des Niederrheins. Decheniana 158: 55-77.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2010a): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des

Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 132 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2010b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 127 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2011a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 134 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2011b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 134 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2012): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2011. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 154 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2013): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2012. 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, 149 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2014a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2013. 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, 164 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2014b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 156 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2015): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2014. 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, 188 S.

- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2016): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2015. 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, 192 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & LEISTEN, A. (2017): 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, 186 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & BUSCH, J. (2018a): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2017. 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 Naturschutzbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 205 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, H. & BUSCH, J. (2018b): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der UNB Kreis Mettmann, 159 S.
- SCHÜTT, P., WEISGERBER, H., SCHUCK, H. J., LANG, U. M., STIMM, B. & ROLOFF, A. (Hrsg.) (2006): Enzyklopädie der Laubbäume. Nikol, Hamburg.
- WISSKIRCHEN, R. (1995): Verbreitung und Ökologie von Flußufer-Pioniergesellschaften (*Chenopodium rubri*) im mittleren und westlichen Europa. *Dissertationes Botanicae* 236, 375 S., Cramer, Berlin, Stuttgart.
- WISSKIRCHEN, R. & HAEUPLER, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. 765 S., Ulmer, Stuttgart.

4 Heuschrecken

Michael Stevens

Einleitung

Heuschrecken gelten als eine klimarelevante Artengruppe (z. B. WILLOTT & HASSALL 1998, TELFER & HASSALL 1999, HOCHKIRCH 2001, LEUSCHNER & SCHIPKA 2004, THOMAS 2005, PARMESAN 2006, WALTERS 2006, HASSALL et al. 2006, MUNLV 2007, 2009, HOCHKIRCH & DAMERAU 2009, BEHRENS et al. 2009, POSCHMANN et al. 2009, WISSMANN et al. 2009, GREIN et al. 2010, PONIATOWSKI & FARTMANN 2010, 2011a,b,c, PFEIFER 2012, 2014, HENDRIKS et al. 2013, BECKMANN et al. 2015, STREITBERGER et al. 2016, SUTTON et al. 2017, ROHDE et al. 2017, PONIATOWSKI et al. 2018, KETTERMANN & FARTMANN 2018, FELDMEIER et al. 2018). Generell handelt es sich bei den Heuschrecken um eine relativ artenarme Gruppe; in der Bundesrepublik Deutschland konnten insgesamt 85 Arten nachgewiesen werden (MAAS et al. 2011). Sechs Arten sind erst in jüngerer Zeit entdeckt worden, und ihr Status in Deutschland kann nicht abschließend beurteilt werden. 79 Arten gelten als etabliert. Es handelt sich um 35 Arten Langfühler- und 44 Kurzfühlerschrecken (MAAS et al. 2011). In NRW wurden bislang 52 Arten nachgewiesen: 23 Arten Langfühler- und 29 Kurzfühlerschrecken (VOLPERS & AK HEUSCHRECKEN NRW 1999). In der Stadt Düsseldorf und im Kreis Mettmann wurden bislang 32 Heuschreckenarten nachgewiesen (13 Arten Langfühler- und 18 Kurzfühlerschrecken), wovon vier Arten (*Oedipoda caerulea*, *Platycleis albopunctata*, *Sphingonotus caeruleus* und *Stethophyma grossum*) noch nicht bei PIEREN et al. (1997) aufgeführt sind (vergl. Tab. 4/2).

Heuschrecken können ähnlich wie andere Organismengruppen auf verschiedene Weise auf einen Klimawandel reagieren:

- Veränderungen des Areal
- Veränderungen in der Phänologie
- Veränderungen bezüglich der Populationsdichte, der „Lebensgeschichte“ und Veränderungen in der Konkurrenz zu anderen Arten

In den letzten drei Jahrzehnten ist bereits eine deutliche Ausbreitung von Wärme liebenden Arten (vor allem von mediterranen und submediterranen Arten verschiedener systematischer Organismengruppen) zu verzeichnen. Zahlreiche Beispiele gibt es bei Vögeln (z. B. Bienenfresser), Libellen (z. B. Feuerlibelle), Heuschrecken (z. B. Weinhähnchen) und Spinnen (z. B. Wespenspinne) (SCHANOWSKI 2007). Ausgehend vom Tiefland ist eine Ausbreitung entlang der großen Flusstäler von Rhein, Sieg und Lippe in den Mittelgebirgsraum zu beobachten (MUNLV 2007: 19f). Für die Libellen wird prognostiziert, dass die mediterranen Arten und die Fließgewässerlibellen vom Klimawandel profitieren werden, während Habitatspezialisten wie Moorarten, Eiszeirelikte und allgemein schwach ausbreitungsfähige Arten seltener werden oder sogar aussterben dürften (CONZE et al. 2010). Diese Angaben dürften im Grundsatz auch für die Heuschrecken gelten. Innerhalb der heimischen Heuschrecken gibt es im Wesentlichen drei ökologische Gruppen:

- 1) Wärme liebende Arten
- 2) Feuchte liebende Arten
- 3) anspruchslose Arten

Besonders gut untersucht ist die Arealerweiterung bei den folgenden Heuschreckenarten:

- Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*
- Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale*
- Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* = *C. discolor* (Abb. 4/6)
- Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*

Diese Arten galten noch vor wenigen Jahren als submediterrane oder mediterrane Faunenelemente. Besonders gut dokumentiert ist die Ausbreitung Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* und der Langflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* = *C. discolor* (Abb. 4/1, Abb. 4/6; vergl. auch GREIN 2007).

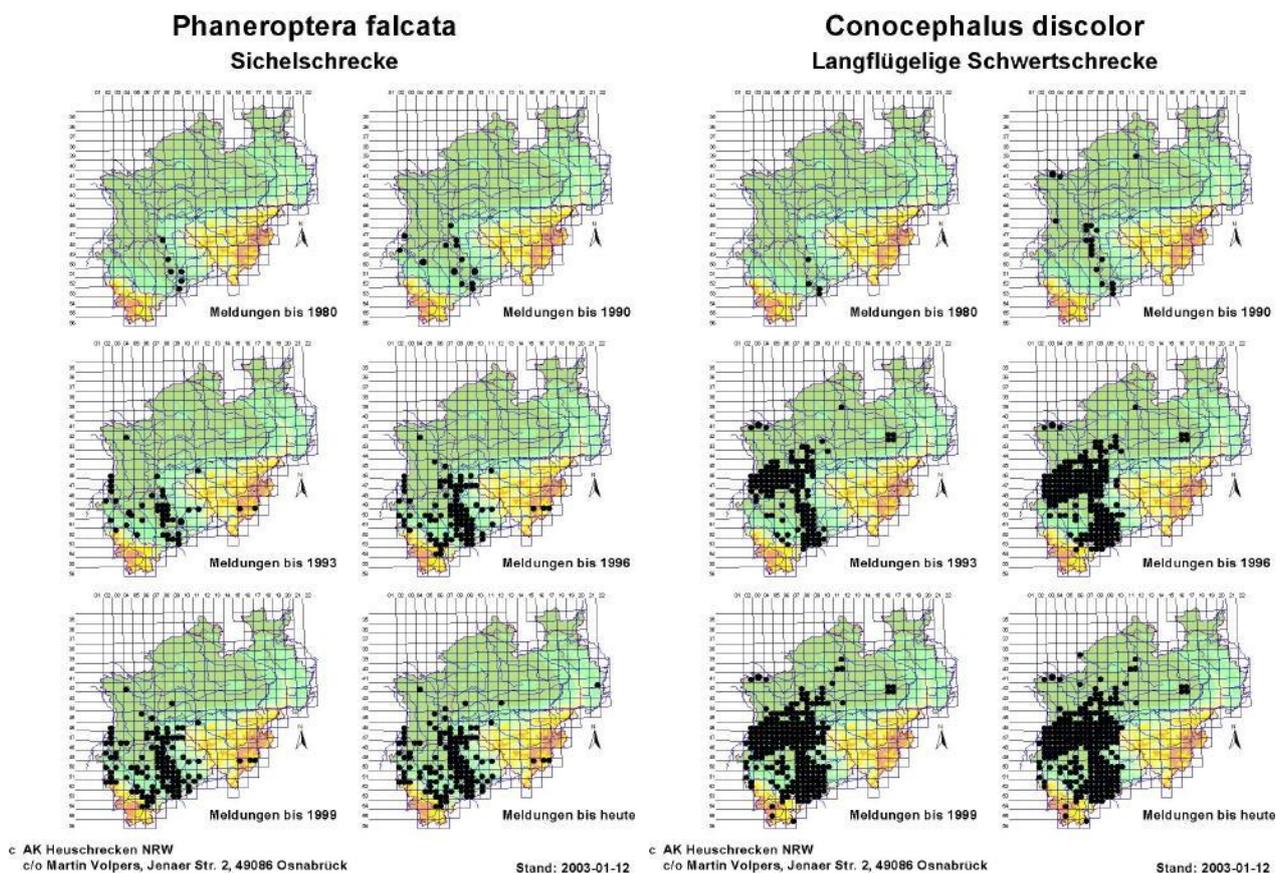


Abb. 4/1: Arealveränderungen der Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* und der Langflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* (= *C. discolor*). Nach AK Heuschrecken NRW (2009).

Bei den Wärme liebenden Arten ist zu erwarten, dass sie vom Klimawandel profitieren und somit zu den „Gewinnern“ gehören. Im Gegensatz dazu gehören Feuchte liebende Arten vermutlich zu den „Verlierern“ des Klimawandels (HOCHKIRCH 2001, GREIN et al. 2010). Zwei Beispiele für in Düsseldorf vorkommende, spezialisierte Feuchtgebietsbewohner sind die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* und der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* (Abb. 4/9 rechts). Echte Moorarten oder Eiszeitrelikte gibt es unter den Heuschrecken nicht in NRW. Lediglich der Buntbäuchige Grashüpfer *Omocestus rufipes* ist bevorzugt in Mooren anzutreffen.

Gebietsauswahl und Gebietsbeschreibung

Bei den Monitoringgebieten wurden nur solche ausgewählt, die in ihrer Struktur über die Jahre erhalten und vergleichbar bleiben. Also kamen für die Untersuchungen nur Gebiete in Frage, in denen keine Änderungen wie z. B. durch Sukzession oder Nutzungsänderungen zu erwarten waren. So sind Brachen als Untersuchungsflächen ungeeignet, obwohl es sich dabei um interessante Heuschreckenlebensräume handelt. Die dort hochkommenden Gehölze und andere Effekte wie Verschattung, Laubabwurf etc. würden den möglichen klimatischen Einfluss überdecken. Das Rheinufer ist als Untersuchungsgebiet für die geplanten Monitoringuntersuchungen wegen der regelmäßigen Überschwemmungen und der Pflege der Deiche für eine solche Daueruntersuchung gut geeignet.

Eine Studie zur Verbreitung der Heuschrecken von Düsseldorf liegt vor (PIEREN et al. 1997), daher sind Vergleichsdaten vorhanden. Das Artenspektrum ist bekannt ebenso wie das Wesentliche über die Verbreitung der einzelnen Arten.

In der Einleitung wurde festgestellt, dass bei den Heuschrecken von einem Klimawandel voraussichtlich besonders Lebensgemeinschaften in Feuchtgebieten und entlang der Flusstäler betroffen sein werden. Dies wurde bei der Auswahl der Probestellen berücksichtigt und es wurden einerseits Feuchtgebiete und andererseits Gebiete entlang des Rheines ausgewählt.

Gebiet 1: Feuchtwiese im Eller Forst

Beim südöstlichen Teil des NSG Eller Forst (D-001; BK-4707-910) handelt es sich um einen Biotopkomplex mit einer hohen Biototypenvielfalt. Etwa 40 Prozent der Gebietsfläche werden von naturnahen,

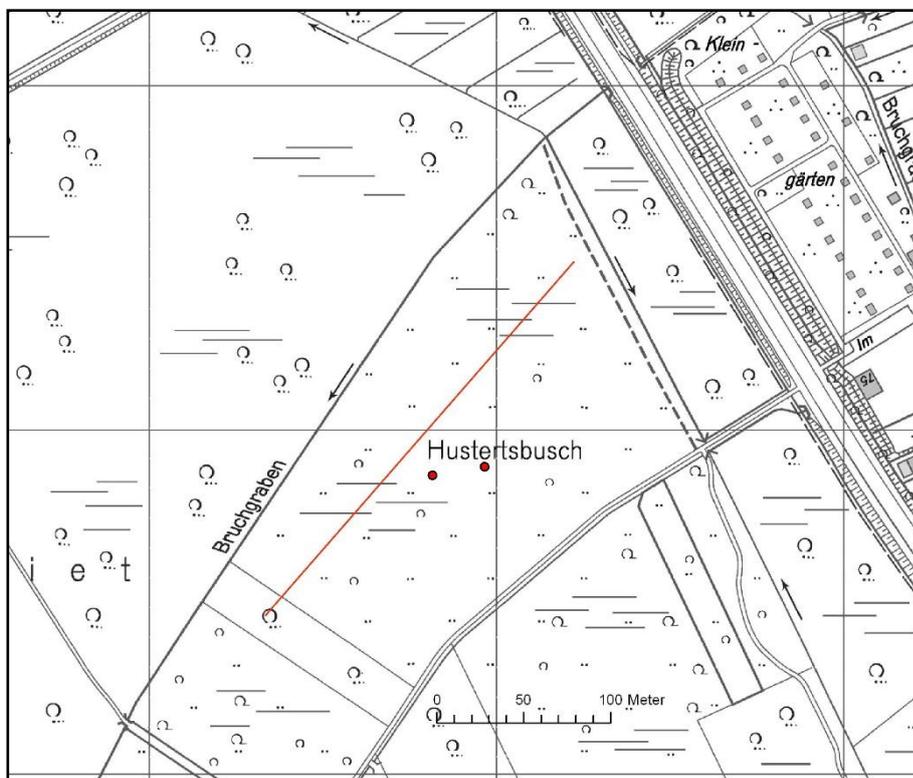


Abb. 4/2: Feuchtwiese im Eller Forst. Heuschreckentransekt und offene Fangquadrate rot (westliches Fangquadrat in Feuchtwiese, östliches Fangquadrat in Seggenried).

teilweise sogar natürlichen Wäldern (Erlen-Bruchwald, Buchen-Eichenwald, Buchenwald) eingenommen. Die Erlen-Bruchwälder sind allerdings von Entwässerungsgräben durchzogen und weisen daher im Unterwuchs neben seggenreichen Stellen auch gestörte Bereiche mit Dominanz der Brombeere auf. Auf weiteren 20 Prozent der Gebietsfläche stocken halbnatürliche bis naturferne Gehölzbestände, in der Regel Stangenholz bis

mittleres Baumholz (Erlenwald, Ahornwald, Roteichenwald, Nadelholzanpflanzung), nur selten starkes Baumholz (Pappelwald, Pappelmischwald). Neben den Waldbeständen nehmen größtenteils zusammenhängende seggen- und binsenreiche Feuchtwiesen einen größeren Teil der Gebietsfläche (ca. 25 %) ein (BK-4707-910).

Schutzziel ist die Erhaltung, Optimierung und Wiederherstellung naturnaher Waldgesellschaften (Erlen-Bruchwald, Buchen-Eichenwald) und Gebüsch (Weiden-Faulbaum-Gebüsch) sowie von Bruchwiesen als Lebensstätten bedrohter Tier- und Pflanzenarten (z. B. Baumfalke, Wespenbussard, Habicht, Schwarzspecht, Sumpffarn, Steife Segge) bzw. deren Lebensgemeinschaften aus wissenschaftlichen und landeskundlichen Gründen und wegen der Seltenheit und des besonderen Landschaftscharakters der Bruchwälder und -wiesen (BK-4707-910).

Das Gebiet ist naturräumlich zur Köln-Bonner Rheinebene zu zählen. Das eigentliche Untersuchungsgebiet ist eine seggenreiche Nass- und Feuchtwiese mit dem typischen Arteninventar aus Binsen, Süß- und Sauergräsern. Die Feuchtwiese ist rund 280 m lang: Es wurden 6 x 25 m lange Abschnitte untersucht, was einer Gesamtstrecke des Transektes von 150 m entspricht (Abb. 4/2). Darüber hinaus wurden zwei Fangquadrate an je drei Terminen untersucht, was insgesamt sechs Datensätze ergibt.

Gebiet 2: Rheinufer bei Lörick (lange Transekte)

Die Untersuchungsgebiete sind Teil des Deichvorlands der Rheinaue zwischen der Stadtgrenze zur Stadt Meerbusch und der Theodor-Heuss-Brücke. In diesem Bereich wurden zwei Transekte untersucht (Lörick-Ost bei Rheinkilometer 747,2 und Lörick-West bei Rheinkilometer 749,2). Das Gebiet ist ein Teil der Mittleren Niederrheinebene.

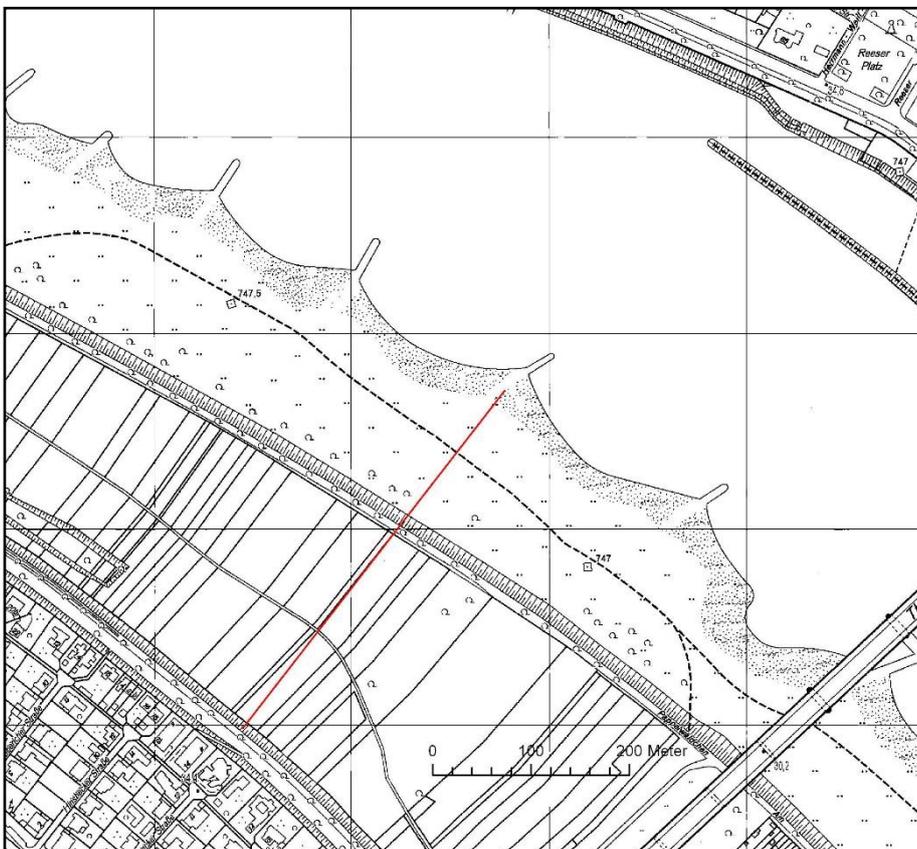


Abb. 4/3: Rheinufer bei Düsseldorf-Lörick-Ost. Heuschreckentransekt rot.

Lörick-Ost bei Rheinkilometer 747,2 und Lörick-West bei Rheinkilometer 749,2). Das Gebiet ist ein Teil der Mittleren Niederrheinebene.

Transekt Lörick-Ost: Im Jahr 2009 wurde dieses Transekt eingerichtet (Transekt Lörick-Ost, altes Transekt, Abb. 4/3). Es befindet sich in der Rheinaue zwischen Freibad Lörick und Theodor-Heuss-Brücke (BK-4706-017). Das Gebiet ist ein vorwiegend als Grünland genutz-

ter, ziemlich ausgeräumter Abschnitt der Rheinaue. Der Uferbereich ist hier meist sandig-kiesig, die Vegetation lückig, Ufergehölze fehlen. Die Fläche wird meist als Mähwiese genutzt, im Nordwesten finden sich auch Ackerflächen, z. T. mit Gemüseanbau. Das Gebiet wird durchzogen von einigen Trampelpfaden und Feldwegen (Am Pappelwäldchen). Der Sommerdeich ist mit Pappelreihen bestanden, ansonsten ist die Aue bis auf kleine Holunder-Brombeer-Gebüsche und wenige Einzelbäume ausgeräumt. Das Geländere relief ist wellig und hat eine geringe Reliefenergie. Es besteht aus dem Deich, ausgedehnten Grünlandgesellschaften, die als Wiesen genutzt werden, Hochstauden, wenigen Gehölzen, Uferstaudenfluren und vegetationsarmen Sand- und Kiesbänken am Rheinufer.

Das Gesamt-Transept wurde in drei Teilabschnitte aufgeteilt (120 m, 120 m, 150 m), so dass sowohl der Deich als auch Bereiche des Grünlandes, der Hochstaudenfluren, der Gehölzsäume sowie der Sand- und Kiesbänke erfasst wurden. Das Transept verläuft vom Deich hinunter zum Rheinufer bis in die Kiesflächen des Uferbereichs (Abb. 4/3).

Transept Lörick-West: Im Jahr 2010 wurde aufgrund der geringen Artenzahlen im oben beschriebenen Transept Lörick-Ost ein weiteres Transept in Lörick eingerichtet. Die Lage wurde in Abstimmung mit

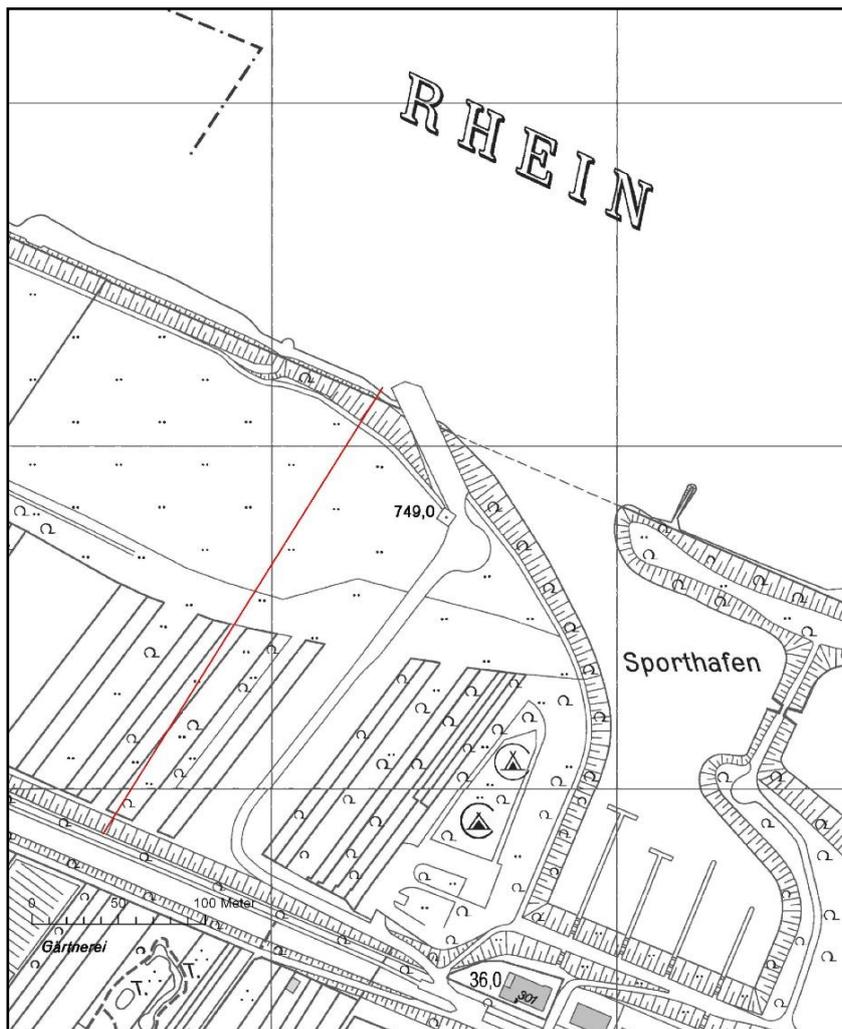


Abb. 4/4: Rheinufer bei Düsseldorf-Lörick-West. Heuschreckentransept rot.

T. KRAUSE (schriftl. Mitteilung 2010) westlich des Sporthafens gewählt (Abb. 4/4). Das Transept Lörick-West ist ein Teil der Biotop-Katasterfläche „Auwaldrest am Sporthafen Lörick“ (BK-4706-003). Das Deichvorland befindet sich im Übergangsbereich von Gleit- zum Prallufer und hat einen kleinen Geländesprung von ca. 1-2 m Höhendifferenz. Im Umfeld befinden sich ein Campingplatz, Flächen des Erwerbsgartenbaues und ein Auwaldrest, in dem Pappeln vorherrschen. In den Pappeldrieschen herrschen in der Krautschicht nitrophile Arten wie die Große Brennnessel vor. Da zurzeit keine Bewirtschaftung stattfindet, ist reichlich Moderholz vorhanden. Der Nordwestrand der Fläche wird von großen Pappelreihen gebildet. Das

Rheinufer weist hier eine steile, mit Steinpackungen befestigte Böschung auf und ist lückig mit Gehölzen bestanden.

Das Gesamt-Transekt wurde in drei Teilabschnitte aufgeteilt (180 m, 100 m, 16 m), so dass sowohl der Deich als auch Bereiche des Grünlandes, der Hochstaudenfluren, der Gehölzsäume sowie der Sand- und Kiesbänke erfasst wurden. Das Transekt verläuft vom Deich hinunter zum Rheinufer bis in die Kiesflächen des Uferbereichs (Abb. 4/4).

Gebiet 3: Rheinufer an der Schnellenburg (kurzes Transekt)

Das Gebiet ist der südöstliche Teil des Stockum-Lohausener Rheinufers. Hier sind Bühnenfelder, Schlickflächen und einige Kiesbänke im Überflutungsbereich (Kampfzone - regelmäßiges Hochwasser) des Rheines zu finden. Im Überflutungsbereich ist noch stellenweise Weidengebüsch als Rest der Weichholzzone vorhanden. Bedeutung besitzt das Vorland als Überwinterungs- und Rastbiotop für Wasservögel. Weitgehend gehölzfreie, zeitweise überflutete Weiden schließen sich an die vegetationsfreien Flächen an, weisen aber die typische Ufervegetation nur selten auf (BK-4706-001). Das Gebiet ist geprägt vom Deich, der Anklänge an einen Halbtrockenrasen aufweist, mit einem vorgelagerten Hochstaudenstreifen. Auch das Gebiet ist ein Teil der Mittleren Niederrheinebene.

In diesem Gebiet kommt der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* vor (u. a. BAIERL mündl. Mittlg.

2008). Der Wiesengrashüpfer ist eine der seltensten Heuschrecken der Region (PIEREN et al. 1997). Er

gehört nach HOCHKIRCH (2001) zu den „Verlierern“ des Klimawandels. Der Bestand des Wiesengrashüpfers (Abb. 4/8 links) ist in diesem Gebiet relativ groß. Daher sollte mit diesem Standort ein Vorkommen der Art beim Monitoring berücksichtigt werden. Die Länge des Transekts beträgt ca. 25 m. Das Transekt verläuft vom Deich hinunter zum Rheinufer (Abb. 4/5).

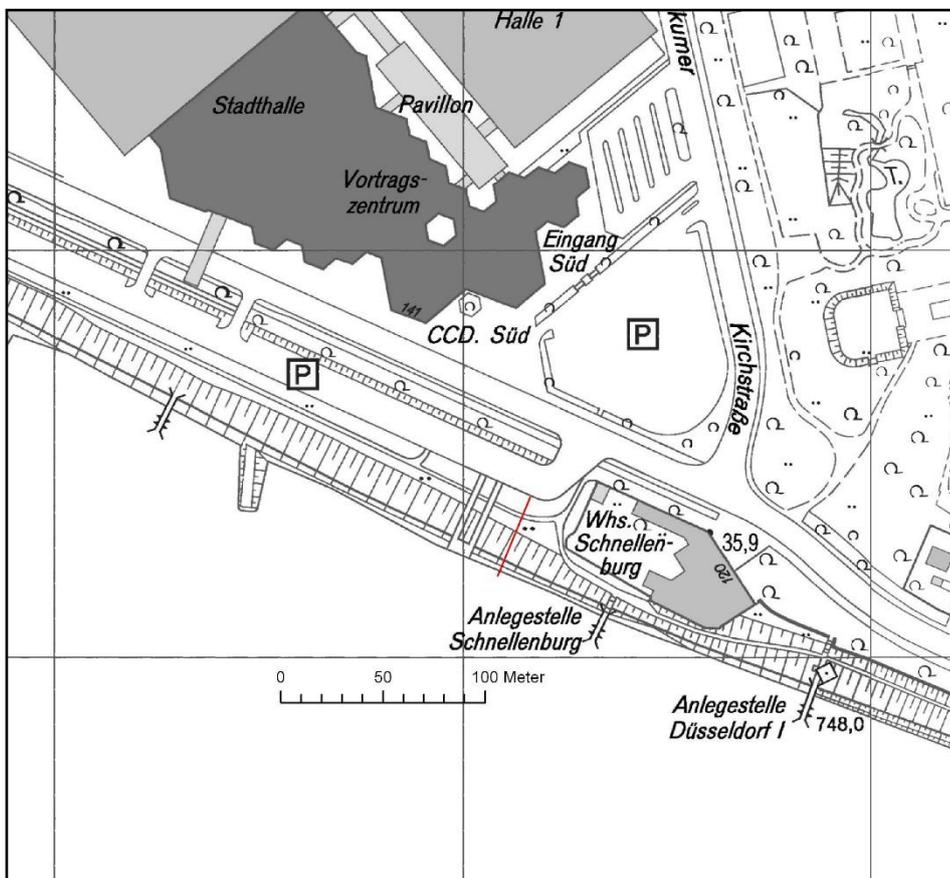


Abb. 4/5: Rheinufer an der Schnellenburg. Heuschreckentransekt rot.

Methoden

Heuschrecken gehören zu den häufig untersuchten Tierarten im Rahmen von Gutachten und Verträglichkeitsstudien. Daher gibt es eine Vielzahl von Untersuchungsmethoden (u. a. TRAUTNER 1992, INGRISCH & KÖHLER 1998, VUBD 1999, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003, KLEUKERS & KREKELS 2004). Quantitative Methoden sind sehr aufwändig und haben nur geringe Aussagekraft, da die Bestände in den unterschiedlichen Jahren stark schwanken können (TRAUTNER 1992). Für die geplanten Monitoringuntersuchungen musste ein Kompromiss zwischen Aufwand und erzielter Erkenntnis gefunden werden. Darüber hinaus sollten Störungen für die (Schutz-)Gebiete auf ein Mindestmaß beschränkt bleiben.

Das Gros der Heuschrecken erzeugt bei geeigneten Jahres- und Tageszeiten gut hörbare Laute. Diese Gesänge können bei der Erfassung genutzt werden (vergl. BELLMANN 1993b, DJN 2001). Die kartierende Person muss daher über ausreichend Erfahrungen mit der Erkennung von Heuschrecken-Gesängen verfügen, da auch unvollständige Strophen erkannt werden sollten. Die Gesänge der einzelnen Arten sind darüber hinaus auch temperaturabhängig. Als Bestimmungsliteratur wurden KLEUKERS & KREKELS (2004), BELLMANN (1993a) und FISCHER et al. (2016) genutzt.

Zeitpunkt der Erfassung

Grundsätzlich müssen die Erfassungen im Bereich des phänologischen Höhepunktes der untersuchten Arten, d. h. in dem Zeitraum, in dem vermutlich die höchste Anzahl adulter Tiere in der Fläche auftritt, durchgeführt werden (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Gebiete sollten in den Monaten Juli, August und September bei gutem Wetter je einmal begangen werden. Zu diesem Zeitpunkt sind auch die Dornschrecken zu erfassen. Diese haben ein Populationsmaximum im August-September (DETZEL 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die geeignete Erfassungszeit liegt zwischen 11 und 17 Uhr (KLEUKERS & KREKELS 2004, ROESTI & KEIST 2009). Sind potenziell auch Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* zu erwarten, wie etwa in den Rheinauen, dann sollte auch bei warmem, trockenem Wetter eine Abend- bzw. Nachtexkursion durchgeführt werden.

Transekterfassung mit optischer und akustischer Bestimmung

Bei der Transekterfassung werden die Heuschrecken oder andere Tiere entlang einer (gedachten oder markierten) Linie (= Transekt) in den repräsentativen Bereichen einer Untersuchungsfläche registriert (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Durch Festlegung der Länge und Breite des Transektes ist ein Flächenbezug herstellbar. Allerdings sind die verschiedenen Arten unterschiedlich weit hörbar. Das Grüne Heupferd *Tettigonia viridissima* ist sehr laut und daher weiter hörbar als leise Arten wie die Grashüpfer. Dies ist aber bei dieser Art von Monitoring zu vernachlässigen, da die Methodik über die Jahre gleich bleibt. Üblich sind Transektlängen von mehreren Metern (z. B. 20, 50 oder 100 m), die oft in mehrere Einzeltransekte unterteilt werden. In übersichtlichem Gelände kann mit der Transektmethode eine hohe Ergebnisgenauigkeit bei geringem Zeiteinsatz erzielt werden. Besonders geeignet ist die Methode für Untersuchungen an optisch auffälligen Arten wie z. B. Ödlandschrecken, Sumpfschrecke und Sichel-schrecke sowie an laut singenden Arten wie z. B. Feldgrille und Warzenbeißer (Zählung stridulierender Männchen). In vegetationsreichem Gelände oder auf Flächen mit hoher Feldheuschrecken-Dichte ist die Transektmethode mitunter ungeeignet (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Bei der Transekterfassung wird ein Maßband von 50 m Länge mit einem „Hering“ am Boden befestigt. Dann erfolgt ein langsames Abschreiten des Geländes, so dass alle stridulierenden Männchen einem bestimmten Meter des Transektes zugeordnet werden können. Auf diese Weise können bei einem Durchgang gleich zwei unmittelbar aneinandergrenzende 25 m Transekte erfasst werden. Daher wurden insgesamt sechs 25 m Transekte erfasst. Die Transekterfassung wird als Standardmethode beim Heuschrecken-Monitoring eingesetzt. Auf diese Weise können mit geringem Arbeitsaufwand halbquantitative Angaben zur Heuschreckenbesiedlung gemacht werden. Darüber hinaus sind mit dieser Methode auch Verschiebungen innerhalb der Artenzusammensetzung eines Standortes über die Jahre möglich. Bei der Anwendung dieser Methode wird auch die gut erfassbare Wespenspinne *Argiope bruennichi* erfasst. Diese ist sehr gut und eindeutig auch am artspezifischen Netz zu erkennen. Das Zählen dieser Art ist praktisch ohne Mehraufwand möglich.

Der Einsatz von Ultraschall- (Fledermaus-) Detektoren ist für die Tagesbegehung entbehrlich. Im Zuge der Nachtbegehung wurde der Detektor Pettersson D1000X eingesetzt. Im Falle, dass Ultraschall-Detektoren zum Einsatz kommen, sollte immer der gleiche Gerätetyp eingesetzt werden. Manche Heuschreckenarten, wie die Punktirte Zartschrecke *Leptophyes punctatissima* lassen sich nur durch den Einsatz von Ultraschall-Detektoren nachweisen (FROELICH 1989). Diese gilt aber nicht als klimasensitiv. Das Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* ist auch ohne Detektor zu hören. Es erscheint nicht notwendig, bei den längeren Strecken (Lörick) das gesamte Transekt mit dem Detektor abzuschreiten. Ein Vergleich ist auch möglich, wenn von den gleichen Stellen vom Weg aus das Verhör durchgeführt wird.

Im Zuge dieser Erfassungsmethode werden die Dornschröcken der Gattung *Tetrix* unterrepräsentiert sein. Diese (ohne Dornen) nur bis 12 mm langen Tiere stridulieren nicht. Die Säbeldornschröcke *Tetrix subulata* kommt auf der Feuchtwiese im Eller Forst vor. Die Standardmethode zur Erfassung der Dornschröcken ist die gezielte Nachsuche in geeigneten Strukturen (z. B. Grabenränder) und der Käscherrfang (KLEUKERS & KREKELS 2004). Beide Methoden liefern keine vergleichbaren Daten (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Quadratfang-Methode

Im Bereich der Feuchtwiesen im Eller Forst wurde ergänzend die Quadratfangmethode angewendet. Die Transekt-Methode ist in vegetationsreichem Gelände oder auf Flächen mit hoher Feldheuschrecken-Dichte eher ungeeignet (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Beide Sachverhalte könnten auf die Flächen im Eller Forst zutreffen. Darüber hinaus können mit der Quadratfang-Methode auch zumindest ein Teil der Dornschröcken erfasst werden.

Die Quadratfang-Methode (vergl. SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003: 470) stellt einen Mittelweg zwischen der Transektmethode mit ihrer eher unscharfen Flächenabgrenzung und dem sehr aufwändigen Isolationsquadrat dar. Hierbei handelt es sich um den Leerfang bzw. Beobachtung auf einer umgrenzten, aber nicht abgeschlossenen Fläche. Das Prinzip dieser „offenen“ Quadrataufnahme wurde zuerst Ende der 1930er Jahre angewandt und speziell in Bayern hat sich seit Beginn der 1980er Jahre die „25 m² Methode“ für zahlreiche naturschutzfachliche Erhebungen etabliert. Hierbei wird durch vier Stäbe (z. B. aus Metall) und mit einem Maßband ein Quadrat mit 5x5 m Seitenlängen abgesteckt. Diese Eckpfosten und das Band dienen nur zur Flächenmarkierung, die Heuschrecken können frei über die Abgrenzung wechseln. Die anfängliche Beunruhigung in der Artengemeinschaft ebbt meist sofort ab und dürfte die natürlichen Abundanzen in der Aufnahmefläche kaum beeinflussen. Beginnend bei einer Ecke wird dann

langsam von außen nach innen das Quadrat in einer eckigen Spirale (insgesamt ca. vier Umgänge) abgeschrieben. Die Vorwärtbewegung ist so gemächlich, dass alle Tiere vorsichtig per Hand oder mit (ruhigem) Keschereinsatz eingefangen und in ein Behältnis vorübergehend eingesperrt werden können. Hervorragend eignet sich hierzu der Kescherbeutel oder eine durchsichtige Kunststoffüte mit etwas Grasbeigabe, damit sich die gefangenen Tiere festhalten können. Alle Heuschrecken, die in die Mitte des Quadrats springen, werden zunächst ignoriert und bei einer späteren Begegnung aufgenommen. Alle nach außen springenden Tiere werden registriert. Ein geübter Bearbeiter kann auf das Einsammeln der Tiere verzichten, die Registrierung erfolgt unmittelbar bei Sicht oder Fang, anschließend wird das Tier aus dem Quadrat gescheucht bzw. geworfen.

Der Vorteil der offenen Quadratfang-Methode liegt in dem geringen Materialaufwand und der schnellen Bearbeitung einer vergleichsweise großen Aufnahmefläche. Selbstverständlich sind auch hier mehrere Erfassungsflächen pro untersuchtem Lebensraum notwendig. Als Einschränkung muss bei dieser Methode in Kauf genommen werden, dass in der Regel einzelne Tiere durch die offene Abgrenzung der Fläche unregistriert entkommen bzw. während der Bearbeitung eindringen. Dieser Fehler dürfte aber zu vernachlässigen sein (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Ein Überblick über die methodischen Vorgehensweisen ist in Tab. 4/1 zusammengestellt.

Tab. 4/1: Zusammenfassung der methodischen Vorgehensweisen.

	Juli	August	September	Uhrzeit
Eller Forst große Wiese				
Transekt	5 x 25 m	5 x 25 m	5 x 25 m	11-17
Fangquadrat	2 x 25 m ²	2 x 25 m ²	2 x 25 m ²	tagsüber
nächtliches Verhör	nein	nein	nein	-
Rheinufer langes Transekt				
Transekt (Gesamtlänge)	300 m	300 m	300 m	11-17
Fangquadrat	nein	nein	nein	-
nächtliches Verhör	nein	vom Weg	nein	nach Dämmerung
Rheinufer kurzes Transekt				
Transekt	25 m	25 m	25 m	11-17
Fangquadrat	nein	nein	nein	-
nächtliches Verhör	nein	vom Weg	nein	nach Dämmerung

Ergebnisse

In den drei Untersuchungsgebieten wurden sowohl qualitative Untersuchungen als auch halbquantitative Transekt- und Fangquadratuntersuchungen durchgeführt. Die Ergebnisse der qualitativen Untersuchung werden in Tab. 4/2 vorgestellt. In den untersuchten Gebieten konnten insgesamt 18 Arten festgestellt werden. Das ist ein erheblicher Anteil der Fauna in der Stadt Düsseldorf und dem Kreis Mettmann (29 Arten bei PIEREN et al. 1997).

Tab. 4/2: Artenliste der im Jahr 2018 beobachteten Heuschrecken. Es sind alle Heuschrecken aufgelistet, die in der Stadt Düsseldorf und dem Kreis Mettmann vorkommen (PIEREN et al. 1997 ergänzt um nachträgliche Funde*). 1 = Feuchtwiese im Eller Forst, 2 = Rheinufer bei Lörick, lange Transekte, 3 = Rheinufer an der Schnellenburg, kurzes Transekt. RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Deutschland (MAAS et al. 2011) bzw. Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010). x = vorkommend. **Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.**

Deutscher Artname	Wissensch. Artname	RL D/NRW	Gebiet		
			1	2	3
Gemeine Sichelschrecke	<i>Phaneroptera falcata</i>		x	-	-
Punktierte Zartschrecke	<i>Leptophyes punctatissima</i>		x	x	-
Gemeine Eichenschrecke	<i>Meconema thalassinum</i>		x	-	-
Südliche Eichenschrecke	<i>Meconema meridionale</i>		-	-	-
Langflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus fuscus</i>		x	x	-
Kurzflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus dorsalis</i>		x	-	-
Grünes Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>		x	x	-
Westlichen Beißschrecke*	<i>Platycleis albopunctata</i>	3/*	-	-	-
Roesels Beißschrecke	<i>Metrioptera roeselii</i>		x	x	-
Kurzflügelige Beißschrecke	<i>Metrioptera brachyptera</i>	*/3S	-	-	-
Gemeine Strauchschrecke	<i>Pholidoptera griseoaptera</i>		x	x	-
Heimchen	<i>Acheta domesticus</i>		-	-	-
Waldgrille	<i>Nemobius sylvestris</i>		-	-	-
Weinhähnchen	<i>Oecanthus pellucens</i>		-	x	x
Westliche Dornschröcke	<i>Tetrix ceperoi</i>		-	-	-
Säbeldornschröcke	<i>Tetrix subulata</i>		x	-	-
Gemeine Dornschröcke	<i>Tetrix undulata</i>		-	-	-
Langfühler-Dornschröcke	<i>Tetrix tenuicornis</i>		-	-	-
Blaufügelige Ödlandschröcke*	<i>Oedipoda caerulea</i>	V/2	-	x	-
Blaufügelige Sandschröcke*	<i>Sphingonotus caeruleans</i>	2/2	-	-	-
Sumpfschröcke*	<i>Stethophyma grossum</i>	2/*	x	-	-
Große Goldschröcke	<i>Chrysochraon dispar</i>		x	x	-
Buntbäuchiger Grashüpfer	<i>Omocestus rufipes</i>	2/2	-	-	-
Bunter Grashüpfer	<i>Omocestus viridulus</i>	*/V	-	-	-
Heidegrashüpfer	<i>Stenobothrus lineatus</i>	*/3	-	-	-
Gefleckte Keulenschröcke	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	*/V	-	-	-
Weißrandiger Grashüpfer	<i>Chorthippus albomarginatus</i>		-	-	x
Nachtigall-Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>		x	x	x
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i>		-	-	-
Verkannter Grashüpfer	<i>Chorthippus mollis</i>	*/3	-	-	-
Wiesengrashüpfer	<i>Chorthippus dorsatus</i>	*/3	-	-	x
Gemeiner Grashüpfer	<i>Chorthippus parallelus</i>		x	x	x
Sumpf-Grashüpfer	<i>Chorthippus montanus</i>	V/2	x	-	-
Summe: 31		2/8	14	9	4



Abb. 4/6: Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* (links) und Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulea* (rechts). Langflügelige Schwertschrecke: Weibchen, Felderbachtal, 12.09.2009. Diese Heuschrecke befindet sich seit einigen Jahren in der nordwärts gerichteten Ausbreitung entlang des Rheintales. Blauflügelige Ödlandschrecke: Weibchen, Rheinufer Lörick Ost, 25.08.2011. Diese Heuschreckenart bevorzugt Rohböden und ist seit Jahren in der Ausbreitung. Fotos: M. Stevens.

Gebiet 1: Feuchtwiese im Eller Forst

Diese Untersuchungsstelle ist ein Feuchtwiesenkomplex, der unter anderen aus einem Seggenried und eine Feuchtwiese besteht (Abb. 4/7). Hinzukommen noch Gebüsche und Randstrukturen, die aber nicht halbquantitativ untersucht wurden.



Abb. 4/7: Feuchtwiese im Eller Forst Seggenried (links) und Feuchtwiese (rechts). Eller Forst 19.09.2009. Fotos: M. Stevens.

Insgesamt konnten hier 14 Heuschreckenarten registriert werden. In den Randbereichen kommen häufige Arten wie Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*, Punktierte Zartschrecke *Leptophyes punctatissima*, Gemeine Eichenschrecke *Meconema thalassinum*, Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*, Grünes Heupferd *Tettigonia viridissima*, Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* und Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus* vor.

Die dominierenden Arten sind Roesels Beißschrecke *Metriopectera roeselii* und der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*. Ebenfalls häufig sind die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* und die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*, sowie die Wespenspinne *Argiope bruennichi*. Charakteristische, d. h. feuchte liebende Arten sind Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*, Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* und Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*. Im Seggenried kommen die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* und die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* signifikant häufiger vor als auf der Feuchtwiese. Auf der Feuchtwiese sind Roesels Beißschre-

cke *Metrioptera roeselii* und Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* sowie die Wespenspinne *Argiope bruennichi* häufiger als im Seggenried.

Im Rahmen der Transektuntersuchungen konnten 2018 sieben Heuschreckenarten und die Wespenspinne *Argiope bruennichi* nachgewiesen werden (Tab. 4/3). Die dominierenden Arten sind Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*, der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* und die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*. Die beiden letztgenannten Arten weisen eine besondere Präferenz für feuchte Lebensräume auf. Es war auch auffällig, dass im Jahr 2018 die meisten Heuschrecken beim ersten Untersuchungstermin (Anfang Juli) gefunden wurden. Im September wurden dagegen nur noch einzelne Tiere gefunden.

Eine Besonderheit ist das Auftreten der Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*, die 2017 erstmalig auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf beobachtet werden konnte. Ein Männchen und sowie zwei Weibchen (die methodisch bedingt nicht mitgezählt wurden) wurden in den Transekt-Erfassungen und weitere zwei Weibchen und zwei Männchen bei den Untersuchungen mittels Fangquadraten erfasst. Darüber hinaus konnten im Bereich des Seggenriedes weitere Exemplare der Sumpfschrecke beobachtet werden. Wegen der höheren Anzahl der gefundenen Individuen, konnte die Art im Bereich des Seggenriedes bereits 2017 als etabliert gelten. Im Jahr 2018 wurde die Art in vier Transekten und drei Fangquadraten registriert.

Der Arbeitskreis Heuschrecken charakterisiert das Vorkommen in NRW folgendermaßen: „Die Hauptvorkommen der Sumpfschrecke befinden sich in den Feuchtwiesengebieten der westfälischen Bucht. Große Populationen sind selten. Außerhalb dieses Bereichs ist die Art sehr selten. Vereinzelt wird von einzelnen Tieren fernab der bekannten Vorkommen berichtet, welches auf eine potentiell große Mobilität der Art schließen lässt.“ Die Art hat offensichtlich die Feuchtwiesen in den letzten Jahren erreicht und konnte sich dort etablieren. Die Art wird in NRW in jüngerer Zeit verstärkt beobachtet; z. B. in der Ilvericher Altrheinschlinge (STEVENS pers. Obs.) oder im Ruhrgebiet (RAUTENBERG, schriftl. Mittlg.) könnte sich auch diese Art in der Ausbreitung befinden.

Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*, Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*, Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*, die Wespenspinne *Argiope bruennichi* und mit Einschränkung auch die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* zeigen einen ähnlichen Bestandstrend. In den Jahren



Abb. 4/8: Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* (links) und Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* (rechts). Langflügelige Schwertschrecke: Weibchen in der so genannten extra-makropteren Form, der Ausbreitungsform, Feuchtwiese Eller Forst 04.08.2012. Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*, Weibchen langflügelige (makroptere) Form, Feuchtwiese Eller Forst 04.08.2012. Fotos: M. Stevens.

2009 bis 2013 waren die Bestände auf einem hohen Niveau. In den Jahren 2014 bis 2016 waren die Bestände nur etwa halb so hoch. In den Jahren 2017 und 2018 stiegen die Bestände wieder an, ohne dass die Abundanz der Jahre 2009 bis 2013 erreicht wurde.

Im Jahr 2014 war, insbesondere im Bereich des Seggenriedes, offen anstehendes Wasser festzustellen. Dieses Wasser könnte negative Auswirkungen auf die Überlebensrate der Eier und Jungtiere gehabt haben. Die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* legt ihre Eier oberirdisch in Pflanzenteile ab. Dies wäre eine mögliche Ursache, warum die Art nicht in dem Maße zurückgegangen ist wie die anderen Arten. In den Jahren 2015 bis 2018 war kein anstehendes Wasser zu beobachten.

Tab. 4/3: Eller Forst: Feuchtwiese. Ergebnisse der Transektuntersuchungen 2009 bis 2018. Es sind die Summen der Beobachtungen aller drei Begehungstermine aufgelistet. **Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.**

Transekt (25 m)	2 0 0 9							2 0 1 0							2 0 1 1						
	1	2	3	4	5	6	Σ	1	2	3	4	5	6	Σ	1	2	3	4	5	6	Σ
<i>Phaneroptera falcata</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	3	0	0	0	5	2	5	3	2	0	0	12
<i>Conocephalus dorsalis</i>	9	12	8	8	2	2	41	10	7	17	0	1	1	36	10	7	9	4	2	2	34
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	1	1	0	1	0	3	1	3	1	0	1	2	8	1	1	1	0	2	1	6
<i>Metrioptera roeselii</i>	5	6	11	13	12	12	59	7	5	11	13	16	18	70	6	7	6	8	12	13	52
<i>Tetrix spec.</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysochraon dispar</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	2	4	9
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Chorthippus parallelus</i>	0	0	0	5	0	0	5	0	0	0	6	0	0	6	0	0	0	4	0	0	4
<i>Chorthippus montanus</i>	5	13	6	9	5	9	47	5	23	8	15	13	16	80	4	8	7	9	8	8	44
<i>Argiope bruennichi</i>	4	21	5	5	3	4	42	10	18	12	24	4	13	81	8	7	7	10	6	7	45

Transekt (25 m)	2 0 1 2							2 0 1 3							2 0 1 4						
	1	2	3	4	5	6	Σ	1	2	3	4	5	6	Σ	1	2	3	4	5	6	Σ
<i>Phaneroptera falcata</i>	1	2	1	0	0	0	4	0	5	2	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	12	8	15	3	3	2	43	8	8	9	4	7	5	41	3	2	4	0	0	1	10
<i>Tettigonia viridissima</i>	2	2	1	1	1	0	7	0	0	0	2	1	1	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metrioptera roeselii</i>	6	7	11	12	14	15	65	5	7	10	14	12	11	59	1	0	1	4	6	8	20
<i>Tetrix spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysochraon dispar</i>	20	8	7	16	5	3	59	7	5	4	8	4	3	31	5	2	7	6	3	3	26
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus parallelus</i>	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus montanus</i>	4	7	5	11	10	9	46	7	5	5	12	10	11	50	2	1	2	6	6	5	22
<i>Argiope bruennichi</i>	8	5	8	11	8	9	49	4	5	6	8	7	7	37	4	1	2	4	6	5	22

Transekt (25 m)	2 0 1 5							2 0 1 6							2 0 1 7						
	1	2	3	4	5	6	Σ	1	2	3	4	5	6	Σ	1	2	3	4	5	6	Σ
<i>Phaneroptera falcata</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2
<i>Conocephalus dorsalis</i>	4	2	2	0	0	1	9	2	3	4	0	0	0	9	7	8	10	2	0	0	27
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	1	0	5	2	4	12	0	1	0	3	3	2	9	2	2	1	8	10	13	36
<i>Tetrix spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stethophyma grossum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	1	0	0	0	1
<i>Chrysochraon dispar</i>	3	1	3	5	2	2	16	2	0	2	3	0	3	10	4	7	5	5	5	4	30
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus parallelus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus montanus</i>	0	1	0	5	4	4	14	0	2	0	4	2	5	13	0	3	4	9	8	6	30
<i>Argiope bruennichi</i>	4	2	5	6	3	4	24	2	3	3	3	3	6	20	5	4	3	8	5	7	32

Transekt (25 m)	2012						Σ
	1	2	3	4	5	6	
<i>Phaneroptera falcata</i>	0	1	0	0	1	0	2
<i>Conocephalus dorsalis</i>	7	11	12	0	0	3	33
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Metriopectera roeselii</i>	0	2	1	7	12	9	31
<i>Tetrix spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stethophyma grossum</i>	6	5	9	2	0	0	22
<i>Chrysochraon dispar</i>	7	7	4	5	6	5	34
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus parallelus</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus montanus</i>	3	5	2	7	11	9	37
<i>Argiope bruennichi</i>	6	4	5	8	7	9	39

Die Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* trat 2012 mit insgesamt vier Tieren in den Transekten 1 bis 3 auf. Im Jahr 2013 konnten sieben Tiere beobachtet werden. Die Art hatte sich auf der Feuchtwiese etabliert, da sie 2011-2013 auch in den Fangquadraten festgestellt wurde (Tab. 4/4). Im Jahre 2014 konnte die Gemeine Sichelschrecke weder in den Transekten noch in den Fangquadraten festgestellt werden. Sie konnte aber im Rahmen der Begehungen auf der Feuchtwiese nachgewiesen werden. Im Jahr 2016 wurde die Art nur bei den qualitativen Bestandsaufnahmen in geringer Anzahl nachgewiesen. In den Jahren 2017-2018 wurden je zwei Männchen in den Transekten nachgewiesen.

Die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* konnte erstmalig 2010 beobachtet werden. Im Jahr 2011 konnte sie in den Transekten 2, 4, 5 und 6 mit insgesamt 9 Männchen nachgewiesen werden. In den Jahren 2012 - 2015 konnte sie in allen Transekten nachgewiesen werden. Im Transekt 1 wurden 2012 sogar 20 und im Transekt 4 16 Männchen nachgewiesen werden. Im Jahr 2013 waren es 31 Männchen, die in allen Transekten auftraten. Im Jahr 2014 waren es 26 Männchen, die in allen Transekten festgestellt wurden. Mittlerweile gehört die Große Goldschrecke zu den häufigsten Heuschrecken auf der Feuchtwiese im Eller Forst. Darüber hinaus konnte sie auch in den Fangquadraten beobachtet werden (Tab. 4/4). Während die Große Goldschrecke zugenommen hat, hat die Häufigkeit des Sumpf-Grashüpfers *Chorthippus montanus* nicht abgenommen. Zwischen beiden Arten besteht offenbar keine Konkurrenz. Der Sumpf-Grashüpfer bevorzugt die Feuchtwiese (Tab. 4/3 Spalten 4-6 und Tab. 4/4 Spalten



Abb. 4/9: Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* Weibchen (links) und Männchen (rechts). Die Sumpfschrecke konnte erstmalig auf der Feuchtwiese im Eller Forst im Jahre beobachtet werden. 29.07. und 23.08.2017. Fotos: M. Stevens.

FW; vergl. auch KÖHLER 2013 und WEISS et al. 2013). Diese Art war im Jahr 2014 in deutlich geringerer Abundanz anzutreffen als im Vorjahr. Im Jahr 2015 war die Große Goldschrecke nur in vergleichsweise geringer Abundanz vorhanden. Im Jahr 2016 wurde die Art in vier von sechs Transekten nachgewiesen. Im Jahr 2017 waren die Große Goldschrecke und der Sumpf-Grashüpfer in gleicher Abundanz (jeweils 30 Tiere) in den Transekten vertreten. Dieser Befund könnte, wie bei den anderen Arten, mit dem bereits erwähnten hohen Wasserstand zusammenhängen. Eine Habitatspräferenz ist weder bei der Gemeinen Sichelschrecke noch bei der Großen Goldschrecke erkennbar. Die Gemeine Sichelschrecke wurde im Seggenried etwas häufiger beobachtet als auf der Feuchtwiese. Die Große Goldschrecke dagegen ist etwas häufiger auf der Feuchtwiese. Offensichtlich konnten sich die Gemeine Sichelschrecke und die Große Goldschrecke auf der Feuchtwiese im Eller Forst etablieren und weiter ausbreiten. Mit Ausnahme des Auftretens der Gemeinen Sichelschrecke ähneln sich die Ergebnisse der Jahre 2014 bis 2016 sehr. Die Artenzahl und vor allem die Anzahl der Heuschrecken-Individuen ist 2018 wieder deutlich angestiegen.

Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* konnte in den Jahren 2009-2012 jeweils nur in Einzel-exemplaren registriert werden, die im September gefunden wurden. Daher könnte es sich auch um zugeflogene Tiere gehandelt haben. Die Art wurde in den Transekten in den Jahren 2013 bis 2018 nicht beobachtet.

Auch die generell sehr häufige Art Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus* wurde in den Jahren 2011 bis 2013 in wenigen Exemplaren am Ende des Transektes Nr. 6 registriert. In den Jahren 2014 bis 2018 wurde die Art dort nicht registriert. Die beiden sehr häufigen Arten Gemeiner Grashüpfer und Nachtigall-Grashüpfer wurden im Rahmen der qualitativen Untersuchungen erfasst, hauptsächlich am Rande der Feuchtwiese.

Die Langflügelige Schwerschrecke *Conocephalus fuscus* konnte in jedem Jahr am Rand der Feuchtwiese nachgewiesen werden. Entlang der Transekte wurde die Art nicht beobachtet. Darüber hinaus konnte die Art in den Jahren 2012 und 2013 in den Fangquadraten registriert werden. Sie ist im Rheinland ein Bewohner von Brachen. Randlich weist die Feuchtwiese im Eller Forst brachige Hochstaudenfluren auf, wo die Art lebt.

Tab. 4/4: Eller Forst: Feuchtwiese. Ergebnisse der Untersuchungen mit offenen Fangquadraten 2009 bis 2018. FW = Feuchtwiese, SR = Seggenried, MW = Mittelwert, ST = Standardabweichung, orange unterlegt = relativ niedrige Werte, grün unterlegt = relativ hohe Werte. **Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.**

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		26.	15.	02.			26.	15.	02.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		09	09	09	MW	ST	09	09	09	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	1	2	2	1,7	0,6	2	3	3	2,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	2	1	1,0	1,0	0	5	3	2,7	2,5
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	1	1	0	0,7	0,6	1	2	0	1,0	1,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	1	4	3	2,7	1,5	2	8	6	5,3	3,1
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	2	5	3	3,3	1,5	1	2	2	1,7	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	3	2	4	3,0	1,0	0	1	2	1,0	1,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6

<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	5	7	7	6,3	1,2	1	3	4	2,7	1,5
<i>Tetrix spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	3	2	2,0	1,0	0	1	2	1,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	3	3	3	3,0	0,0	1	1	1	1,0	0,0
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	4	6	5	5,0	1,0	1	2	3	2,0	1,0
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	3	5	4	4,0	1,0	2	2	3	2,3	0,6

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		24.	21.	03.			24.	21.	03.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		10	10	10	MW	ST	10	10	10	MW	ST

<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	1	2	3	2,0	1,0	2	4	3	3,0	1,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	1	2	1,0	1,0	3	3	4	3,3	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	0	1	0	0,3	0,6	3	2	0	1,7	1,5
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	1	3	5	3,0	2,0	5	7	7	6,3	1,2
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	2	3	3	2,7	0,6	2	1	1	1,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	2	2	3	2,3	0,6	1	2	2	1,7	0,6
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	5	5	6	5,3	0,6	3	3	3	3,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	2	3	3	2,7	0,6	1	1	2	1,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	2	5	4	3,7	1,5	0	2	2	1,3	1,2
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	4	8	7	6,3	2,1	1	3	4	2,7	1,5
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	3	2	4	3,0	1,0	2	2	2	2,0	0,0

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		08.	24.	25.			08.	24.	25.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		11	11	11	MW	ST	11	11	11	MW	ST

<i>Phaneroptera falcata</i>	Männchen	1	0	0	0,3	0,6	0	1	1	0,7	0,6
<i>Phaneroptera falcata</i>	Weibchen	0	1	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Phaneroptera falcata</i>	Imagines	1	1	1	1,0	0,0	0	1	1	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	2	2	2	2,0	0,0	3	2	2	2,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	1	2	1	1,3	0,6	2	3	3	2,7	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	3	0	0	1,0	1,7	3	0	0	1,0	1,7
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	3	4	3	3,3	0,6	5	5	5	5,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	4	2	2	2,7	1,2	2	0	2	1,3	1,2
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	3	1	3	2,3	1,2	1	1	1	1,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	2	0	0	0,7	1,2	1	0	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	7	3	5	5,0	2,0	4	1	3	2,7	1,5

Heuschrecken

<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	5	4	3	4,0	1,0	2	2	2	2,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	3	6	4	4,3	1,5	1	1	2	1,3	0,6
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	2	1	0	1,0	1,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	8	10	7	8,3	1,5	3	3	4	3,3	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	5	4	4	4,3	0,6	2	1	2	1,7	0,6

Tag		FW	FW	FW	MW	ST	SR	SR	SR	MW	ST
		21.	04.	08.		21.	04.	08.			
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		12	12	12			12	12	12		
<i>Phaneroptera falcata</i>	Männchen	0	1	1	0,7	0,6	1	1	1	1,0	0,0
<i>Phaneroptera falcata</i>	Weibchen	1	0	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Phaneroptera falcata</i>	Imagines	1	1	2	1,3	0,6	1	1	1	1,0	0,0
<i>Conocephalus fuscus</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus fuscus</i>	Imagines	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	2	1	2	1,7	0,6	3	3	4	3,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	1	1	2	1,3	0,6	4	2	3	3,0	1,0
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	2	1	0	1,0	1,0	4	1	0	1,7	2,1
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	3	3	4	3,3	0,6	7	5	7	6,3	1,2
<i>Tettigonia viridissima</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Tettigonia viridissima</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	4	3	3	3,3	0,6	2	1	2	1,7	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	3	4	3	3,3	0,6	1	0	1	0,7	0,6
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	3	0	0	1,0	1,7	1	1	0	0,7	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	7	7	6	6,7	0,6	3	1	3	2,3	1,2
<i>Tetrix spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	1	0	0,7	0,6	1	1	2	1,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	1	2	1,0	1,0	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	2	2	1,7	0,6	1	2	3	2,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	3	2	2	2,3	0,6	2	1	2	1,7	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	3	1	2	2,0	1,0	1	1	1	1,0	0,0
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	2	3	0	1,7	1,5	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	6	3	4	4,3	1,5	3	2	3	2,7	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	5	6	5	5,3	0,6	3	2	2	2,3	0,6

Tag		FW	FW	FW	MW	ST	SR	SR	SR	MW	ST
		27.	04.	29.		27.	04.	29.			
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		13	13	13			13	13	13		
<i>Phaneroptera falcata</i>	Männchen	0	1	0	0,3	0,6	0	1	0	0,3	0,6

<i>Phaneroptera falcata</i>	Weibchen	1	0	0	0,3	0,6	1	1	0	0,7	0,6
<i>Phaneroptera falcata</i>	Imagines	1	1	0	0,7	0,6	1	2	0	1,0	1,0
<i>Conocephalus fuscus</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus fuscus</i>	Imagines	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	2	1	2	1,7	0,6	3	2	3	2,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	1	1	1	1,0	0,0	2	2	2	2,0	0,0
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	1	3	0	1,3	1,5	1	1	0	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	3	5	3	3,7	1,2	5	4	5	4,7	0,6
<i>Tettigonia viridissima</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Tettigonia viridissima</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	3	2	3	2,7	0,6	2	1	1	1,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	3	4	2	3,0	1,0	2	2	0	1,3	1,2
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	6	6	5	5,7	0,6	4	3	1	2,7	1,5
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	0	1	0	0,3	0,6	0	1	0	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	0	1	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	0	1	1	0,7	0,6	0	1	0	0,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	2	2	2	2,0	0,0	2	1	1	1,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	3	2	3	2,7	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	3	3	0	2,0	1,7	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	5	4	5	4,7	0,6	2	1	2	1,7	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	4	3	3	3,3	0,6	2	1	1	1,3	0,6

		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
Tag		19.	10.	13.			19.	10.	13.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		14	14	14	MW	ST	14	14	14	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	1	1	0,7	0,6	2	2	1	1,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	1	0	0	0,3	0,6	1	1	1	1,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	1	1	1	1,0	0,0	3	3	2	2,7	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	1	2	1	1,3	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	2	1	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	3	3	2	2,7	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	0	1	1	0,7	0,6	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	0	2	1	1,0	1,0	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	2	1	1,3	0,6	1	0	1	0,7	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	0	2	1	1,0	1,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	1	4	2	2,3	1,5	1	0	1	0,7	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	1	2	1	1,3	0,6	0	1	0	0,3	0,6

Heuschrecken

		FW			MW	ST	SR			MW	ST
		11.	28.	18.			09.	28.	28.		
Tag		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Monat		15	15	15			15	15	15		
Jahr		15	15	15	MW	ST	15	15	15	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	1	1,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	1	1	1	1,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	1	0	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	2	1	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	0	0	0,3	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	0	1	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	0	1	0,7	0,6	0	0	1	0,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	1	2	1	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0

		FW			MW	ST	SR			MW	ST
		11.	28.	17.			09.	28.	17.		
Tag		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Monat		16	16	16			16	16	16		
Jahr		16	16	16	MW	ST	16	16	16	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	1	2	0	1,0	1,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	0	0	1	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	1	1	2	1,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	1	0	0,7	0,6	0	2	0	0,7	1,2
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	1	0	0,7	0,6	1	2	0	1,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	1	0	0	0,3	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	0	1	1	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	1	1	1	1,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0

Tag		FW	FW	FW			SR	SR	SR		
		29.	23.	16.	MW	ST	29.	23.	16.	MW	ST
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		17	17	17	MW	ST	17	17	17	MW	ST
<i>Phaneroptera falcata</i>	Männchen	2	0	0	0,7	1,2	1	0	0	0,3	0,6
<i>Phaneroptera falcata</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Phaneroptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Phaneroptera falcata</i>	Imagines	2	0	0	0,7	1,2	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	1	0	0,3	0,6	1	2	1	1,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	1	1	0,7	0,6	3	3	2	2,7	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	1	0	0	0,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	2	1	1,0	1,0	4	5	3	4,0	1,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Tettigonia viridissima</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	4	3	2	3,0	1,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	2	3	1	2,0	1,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	6	6	3	5,0	1,7	0	1	0	0,3	0,6
<i>Tetrix spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	0	1	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	2	1	1	1,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	1	1	1,0	0,0	1	0	1	0,7	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6
<i>Chrysochraon spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	2	1	1,3	0,6	2	0	1	1,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	3	6	2	3,7	2,1	0	2	1	1,0	1,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	1	5	2	2,7	2,1	0	1	1	0,7	0,6
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	4	11	4	6,3	4,0	0	3	2	1,7	1,5
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	2	2	2	2,0	0,0	2	2	1	1,7	0,6

Tag		FW					SR				
		08.	19.	02.			08.	19.	02.		
Monat		07.	08.	09.			07.	08.	09.		
Jahr		18	18	18	MW	ST	18	18	18	MW	ST
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	1	0	1	0,7	0,6
<i>Conocephalus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	1	0	0	0,3	0,6
<i>Conocephalus dorsalis</i>	Imagines	0	1	0	0,3	0,6	2	1	1	1,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Männchen	2	1	1	1,3	0,6	0	1	0	0,3	0,6
<i>Metrioptera roeselii</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Metrioptera roeselii</i>	Imagines	3	2	1	2,0	1,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Männchen	0	0	0	0,0	0,0	1	0	1	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Weibchen	0	0	0	0,0	0,0	1	1	0	0,7	0,6
<i>Stethophyma grossum</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Stethophyma grossum</i>	Imagines	0	0	0	0,0	0,0	2	1	1	1,3	0,6
<i>Chrysochraon dispar</i>	Männchen	1	0	0	0,3	0,6	2	1	0	1,0	1,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Weibchen	0	1	0	0,3	0,6	1	1	0	0,7	0,6
<i>Chrysochraon spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chrysochraon dispar</i>	Imagines	1	1	0	0,7	0,6	3	2	0	1,7	1,5
<i>Chorthippus montanus</i>	Männchen	2	1	1	1,3	0,6	0	1	0	0,3	0,6
<i>Chorthippus montanus</i>	Weibchen	1	1	0	0,7	0,6	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus spec.</i>	Larven	0	0	0	0,0	0,0	0	0	0	0,0	0,0
<i>Chorthippus montanus</i>	Imagines	3	2	1	2,0	1,0	0	1	0	0,3	0,6
<i>Argiope bruennichi</i>	Weibchen	2	1	1	1,3	0,6	1	0	0	0,3	0,6

Auch in den Fangquadraten (Tab. 4/4) waren 2014 bis 2016 die Abundanzen und die Artenzahlen deutlich geringer als in den Vorjahren. Durch die Untersuchungen mit offenen Fangquadraten konnten 2018 nur fünf Heuschreckenarten und die Wespenspinne *Argiope bruennichi* dokumentiert werden. In den Vorjahren waren es noch sieben Arten. Die Anzahl der beobachteten Tiere war, ähnlich wie in den Transekten höchstens halb so hoch wie 2011 bis 2013. Auch die Anzahl der Individuen ist gegenüber den Vorjahren angestiegen.

Die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* wurde 2017 erstmalig auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf nachgewiesen. In den Transekten des Seggenriedes konnten 2018 insgesamt 20 Männchen gefunden werden. In den Transekten der Feuchtwiese konnte die Art dagegen nur in zwei Männchen nachgewiesen werden.

Die Struktur des Lebensraums hat einen Einfluss auf die Heuschreckenfauna. Die vorkommenden Arten sind Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*, der Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* und die Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis*. Die Transekte, die im Seggenried liegen (1 und 2; zum Teil auch 3), hatten eine höhere Abundanz der Kurzflügeligen Schwertschrecke, wogegen Roesels

Beißschrecke in der Abundanz zurückging. Dies wurde auch bei den Untersuchungen mit offenen Fangquadraten deutlich (Tab. 4/4). Im Seggenried dominierte die Kurzflügelige Schwertschrecke, in der übrigen Feuchtwiese Roesels Beißschrecke. Auch die Wespenspinne hatte im Bereich der Fangquadrate auf der Feuchtwiese eine höhere Abundanz. In den Transekten war sie häufig im Bereich der Feuchtwiese (Transekte 4-6). Der Sumpf-Grashüpfer zeigte bei den Untersuchungen mit offenen Fangquadraten eine höhere Abundanz in der Feuchtwiese, doch kam er auch stetig in Seggenried vor. Im Jahr 2011 konnte die Gemeine Sichelschrecke und 2012 erstmalig die Große Goldschrecke in den Fangquadraten nachgewiesen werden. Eine Bevorzugung einer Struktur ist aufgrund der geringen Anzahl beobachteter Tiere aber nicht nachzuweisen. Gemeine Sichelschrecke und Große Goldschrecke wurden auch 2013 in den Fangquadraten beobachtet. In den Jahren 2014 bis 2018 war es lediglich die Große Goldschrecke. Die Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* hat sich offenbar nicht auf der zentralen Fläche etablieren können. Sie wurde bis 1997 (PIEREN et al. 1997) sowie 2009 bis 2018 nur randlich in der Feuchtwiese im Eller Forst beobachtet. Am 04.08.2012 wurde von der Langflügeligen Schwertschrecke ein Weibchen der so genannten extra-makropteren Form, der Ausbreitungsform, beobachtet (Abb. 4/8). Im Jahr 2013 wurde ein normal langflügeliges Weibchen in einem Feuchtwiesen-Fangquadrat beobachtet (wie in Abb. 4/6). In den Jahren 2014 bis 2018 wurde die Art nur randlich und nicht im zentralen Bereich gefunden.

Gebiet 2: Rheinufer bei Lörick (lange Transekte)

Im Rahmen der Transekt-Untersuchungen konnten insgesamt nur zwei bzw. sechs Heuschreckenarten nachgewiesen werden (Tab. 4/5). Dies entspricht einem verarmten Artenspektrum der Agrarlandschaft (NIEDRINGHAUS & RITZAU 1997, LAUSSMANN 1998). Von diesen war lediglich der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus* etwas häufiger. Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus*, das Grüne Heupferd *Tettigonia viridissima*, Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* und die Gemeine Strauchschrecke *Pholidoptera griseoaptera* traten sporadisch auf.

Langes Transekt Lörick-Ost (altes Transekt)

Es wurde bereits mehrfach festgestellt, dass die Art und vor allem die Mahd-Termine einen entscheidenden Einfluss auf die Heuschreckenfauna der Transekte in Lörick haben. Im Jahr 2018 konnten bei den Transekt-Untersuchungen nur zwei Heuschreckenarten gefunden werden: der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus* und der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus*. Bei der nächtlichen Exkursion am 25.07.2018 konnten bei geeigneter Witterung einige Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* im Bereich Hochstauden an den Bühnen verhört werden. Zu diesem Zeitpunkt war der Brachestreifen vor dem Kiesufer noch nicht bewirtschaftet. In dieser Struktur halten sich die Tiere auf und die Eiablage findet hier oberirdisch statt.

Bereits vor dem ersten Termin (07.07.2018) waren die Teilstrecken 1 und 2 gemäht, so dass hier nur vereinzelt Individuen des Gemeinen Grashüpfers erfasst werden konnten. Diese Tiere wurden meist auch im Bereich des Deiches, des Baumes oder der Böschungen erfasst. Hier wurden auch Bereiche von der Mahd ausgespart und der Deich wurde später als die Wiese gemäht. Am zweiten Termin (18.08.2018) war eine ähnliche Verteilung der Individuen zu verzeichnen. Auf den Teilstrecken 1 und 2 waren daher nur wenige Heuschrecken zu finden. Einzelne Gemeine Grashüpfer konnten vor allem im Bereich des

Deiches, des Baumes oder der Böschungen gefunden werden. Am dritten Termin (01.09.2018) wurden die wenigsten Heuschrecken registriert. Dies liegt zum einen an der langen Trockenheit und zum anderen an der Bewirtschaftung.

Von der Blauflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* konnte am 18.08.2018 ein Weibchen im Bereich des Rheinufers gefunden werden. Da aber nur ein Exemplar bei einem Termin gefunden wurde, ist nicht davon auszugehen, dass sich die Art hier am Rheinufer etabliert hat. Im Jahr 2011 wurde hier ebenfalls ein Weibchen gefunden.

Tab. 4/5: Rheinufer bei Lörick. Ergebnisse der Transektuntersuchungen. Es sind die Summen der Beobachtungen aller drei Begehungstermine aufgelistet. Die Transekte sind deutlich länger als an den anderen Stellen! Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.

Lörick-Ost (= alt) Teilstrecke	20 09				20 10				20 11				20 12			
	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ
Länge (m)	120	120	150	390	120	120	150	390	120	120	150	390	120	120	150	390
<i>Conocephalus fuscus</i>	2	5	6	13	1	3	4	8	1	3	3	7	4	4	2	10
<i>Tettigonia viridissima</i>	2	3	3	8	1	1	1	3	0	1	1	2	1	5	0	6
<i>Metriopectera roeselii</i>	2	10	4	16	2	4	2	7	1	2	3	6	0	0	2	2
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Chorthippus biguttulus</i>	8	14	18	40	7	11	12	30	4	7	9	20	3	6	10	19
<i>Chorthippus parallelus</i>	36	43	21	100	58	29	28	115	12	13	20	45	39	34	29	102
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Lörick-Ost (= alt) Teilstrecke	20 13				20 14				20 15				20 16			
	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ
Länge (m)	120	120	150	390	120	120	150	390	120	120	150	390	120	120	150	390
<i>Conocephalus fuscus</i>	2	2	0	4	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	1	4	0	5	1	0	1	2	0	1	1	2
<i>Metriopectera roeselii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus biguttulus</i>	4	1	4	9	0	3	4	7	0	4	3	7	1	0	5	6
<i>Chorthippus parallelus</i>	41	43	29	113	73	84	11	168	79	116	33	228	66	31	27	124
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	2	0	0	2	4	4	0	8	0	0	0	0

Lörick-Ost (= alt) Teilstrecke	20 17				20 18			
	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ
Länge (m)	120	120	150	390	120	120	150	390
<i>Conocephalus fuscus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metriopectera roeselii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chorthippus biguttulus</i>	0	1	5	6	1	0	5	6
<i>Chorthippus parallelus</i>	14	11	19	44	8	9	8	25
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

Lörick-West (neu) Teilstrecke	20 09				20 10				20 11				20 12			
	-				1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ
Länge (m)					180	100	16	296	180	100	16	296	180	100	16	296
<i>Conocephalus fuscus</i>					4	4	3	11	3	2	2	7	5	2	5	12
<i>Tettigonia viridissima</i>					2	1	2	5	1	1	1	3	4	0	2	6
<i>Metrioptera roeselii</i>					10	12	3	25	10	8	3	21	13	6	5	24
<i>Pholidoptera griseoptera</i>					22	0	4	26	16	0	3	19	15	0	3	18
<i>Chrysochraon dispar</i>					0	11	0	11	0	7	0	7	0	10	0	10
<i>Chorthippus biguttulus</i>					0	6	15	21	0	5	14	19	6	9	13	28
<i>Chorthippus parallelus</i>					17	48	8	73	14	15	4	33	19	41	8	68
<i>Argiope bruennichi</i>					0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	3

Lörick-West (neu) Teilstrecke	20 13				20 14				20 15				20 16			
	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ
Länge (m)	180	100	16	296	180	100	16	296	180	100	16	296	180	100	16	296
<i>Conocephalus fuscus</i>	3	0	6	9	0	0	0	0	0	2	0	2	3	0	0	3
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	2	0	0	2	2	4	0	6	1	0	0	1
<i>Metrioptera roeselii</i>	5	0	4	9	0	0	0	0	2	1	0	3	8	0	0	8
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	7	0	2	9	5	0	0	5	4	0	0	4	2	0	0	2
<i>Chrysochraon dispar</i>	0	5	0	5	0	0	0	0	0	1	0	1	3	2	0	5
<i>Chorthippus biguttulus</i>	3	4	0	7	0	0	2	2	0	0	4	4	2	1	7	10
<i>Chorthippus parallelus</i>	11	16	4	31	15	5	4	24	49	13	5	67	24	22	3	49
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	11	3	1	0	4

Lörick-West (neu) Teilstrecke	20 17				20 18			
	1	2	3	Σ	1	2	3	Σ
Länge (m)	180	100	16	296	180	100	16	296
<i>Conocephalus fuscus</i>	2	0	0	2	0	0	0	0
<i>Tettigonia viridissima</i>	2	0	1	3	1	0	0	1
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	0	0	0	3	0	0	3
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	4	0	0	4	5	0	0	5
<i>Chrysochraon dispar</i>	5	0	0	5	2	4	0	6
<i>Chorthippus biguttulus</i>	6	0	5	11	3	0	6	9
<i>Chorthippus parallelus</i>	41	20	0	61	23	19	2	44
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	2	0	2

Langes Transekt Lörick-West (neues Transekt)

Im Jahr 2018 konnten hier sechs Heuschrecken-Arten registriert werden. Die dominierenden Arten sind die Ubiquisten Gemeiner und Nachtigall-Grashüpfer. Insgesamt wurden nur wenige Heuschrecken-Individuen erfasst. Die dominierende Art ist der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus*, der mit Abstand die häufigste Art war. Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* wurde nur in neun Exemplaren registriert. Arten, die typisch für langhalmige Wiesen sind, konnten im Gegensatz zu den Vorjahren nur in wenigen Exemplaren festgestellt werden. Von Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* wurden 2018 nur drei Exemplare beobachtet.

Der erste Teilabschnitt liegt zwischen Hybrid-Pappeln und wird sporadisch durch Mahd genutzt. Bereits im Jahr 2013 war der Pappelbestand deutlich aufgelichtet. Wegen des Sturmes „Ela“ am 9./10. Juni 2014

waren hier viele weitere Pappeln umgestürzt. Daher veränderte sich die Raumstruktur des Gebietes. Die Gemeine Strauchstrecke *Pholidoptera griseoptera* nahm gegenüber der Situation vor „Ela“ ab.

Bei der ersten Begehung am im Juli 2018 war der Bereich des ersten Teilabschnitts noch nicht genutzt. Auffällig ist, dass die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* 2010 bis 2015 (wobei die Art 2014 nicht beobachtet wurde) ausschließlich im zweiten Teilabschnitt beobachtet werden konnte. Dieser Abschnitt wurde zunächst mit Schafen beweidet. Seit einigen Jahren wird er offenbar gemäht. In den Jahren 2016 und 2018 konnten im 1. und 2. Teilabschnitt Große Goldschrecken beobachtet werden. Vermutlich kommt die Art wegen der Eiablage in oberirdischen Pflanzenstängeln nicht dauerhaft mit einer Wiesen-nutzung zurecht.

Bei der nächtlichen Exkursion am 25.07.2018 konnten bei geeigneter Witterung nur lokal wenige Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* verhört werden. An dieser Stelle waren die Hochstauden nur im Bereich der Hektometer-Schilder kleinflächig ausgebildet. Am Rheinufer waren meist Gehölze vorhanden.

Gebiet 3: Rheinufer an der Schnellenburg (kurzes Transekt)

Das Transekt hat nur eine Länge von 25 m. Im Jahr 2017 fanden in dem obersten Bereich Sanierungsarbeiten statt. Der Deich wurde anscheinend nur im obersten Bereich gemäht. Beim ersten Termin am Juli 2017 war noch das strohige Gras des Vorjahres zu erkennen. Auch im Jahr 2018 war zu allen Terminen das Altgras des Vorjahres zu erkennen.

Eine besondere und von 2009 und 2010 mit bis zu 40 rufenden Männchen auch dominante Heuschreckenart ist der Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* (Abb. 4/9 links). In den Jahren 2013 und 2014 wurden nur viel bzw. neun Tiere verhört. In den Jahren 2015 und 2017 war die Art wieder häufiger (13 bis 28 Tiere). Im Jahr 2018 wurden fünf Tiere verhört. Die Art gehört zu den spät schlüpfenden Heuschreckenarten (INGRISCH & KÖHLER 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* ist seit 2009 in vergleichbarer Abundanz im Gebiet vorhanden, während der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus* in der Abundanz tendenziell zugenommen hat.

Der Weißrandige Grashüpfer *Chorthippus albomarginatus* ist in diesem Transekt nicht in jedem Jahr vertreten (Tab. 4/6). Die Art wurde in den Jahren 2010-2013 in geringer Abundanz festgestellt. In den Jahren 2009, 2014 bis 2016 wurde die Art nicht registriert. Im Jahr 2017 wurde wieder zwei Männchen verhört. Es konnten in diesem Bereich mehrere Weibchen gefunden werden. Im Jahr 2018 wurde nur ein Männchen verhört. Es konnten in diesem Bereich aber drei Weibchen gefunden werden.

Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* konnte 2010 mit einem Männchen festgestellt werden. Im Jahr 2014 konnte die Art zwar nicht in dem Transekt, wohl aber am Deich festgestellt werden. Im Jahr 2015 war die Art mit zwei Exemplaren sowie abundant auch in der Umgebung vertreten. Die Art bevorzugt langhalmige Wiesen und profitiert daher von der ausbleibenden Mahd. Im Jahr 2017 konnte die Art nicht beobachtet werden. Im Jahr 2018 wurde 15 Männchen verhört. Diese Art profitiert daher eindeutig davon, dass die Fläche nicht gemäht wurde.

Bei der nächtlichen Exkursion am 25.07.2018 konnten in Bereich des Transekts zahlreiche Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* verhört werden. Das Vorkommen dieser Art wird daher in erster Linie von der Nutzung beziehungsweise der Raumstruktur bestimmt. Klimatische Faktoren spielen daher nur eine untergeordnete Rolle.

Tab. 4/6: Rheinufer an der Schnellenburg. Ergebnisse der Transektuntersuchungen. Es sind die Summen der Beobachtungen aller drei Begehungstermine aufgelistet. Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
<i>Tettigonia viridissima</i>	2	1	1	2	0	1	1	0	0	2
<i>Metrioptera roeselii</i>	0	1	0	0	0	0	2	0	0	15
<i>Chorthippus biguttulus</i>	18	24	24	29	19	10	13	16	15	5
<i>Chorthippus dorsatus</i>	26	40	19	17	4	9	28	19	13	5
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	0	6	4	5	2	0	0	0	2	1
<i>Chorthippus parallelus</i>	15	13	30	27	30	19	29	30	23	19
<i>Argiope bruennichi</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0

Recherche und vorhandene Daten

Eine Studie zur Verbreitung der Heuschrecken von Düsseldorf liegt vor (PIEREN et al. 1997). In diesem Buch ist für den Bereich der Feuchtwiese im Eller Forst eine Artenliste wiedergegeben (PIEREN et al. 1997: 133), Angaben zu den Häufigkeiten sind allerdings nicht enthalten. Alle 1997 auf der Fläche im Eller Forst gefundenen Arten wurden auch 2018 beobachtet (Tab. 4/7). Im Jahr 2010 sind die Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* und die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* neu aufgetreten. Diese Arten konnten sich etablieren und weiter ausbreiten, so dass die Große Goldschrecke und in manchen Jahren auch die Gemeine Sichelschrecke in den Transekten und Fangquadraten auftraten. Eine Besonderheit ist das Auftreten der Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* im Jahr 2017. Es handelt sich um den Erstnachweis für das Gebiet der Stadt Düsseldorf. Die Art ist eine stenöke Feuchtgebietsbewohnerin und profitiert möglicherweise vom erhöhten Wasserstand in den letzten Jahren.

Einige Arten, wie die Punktierte Zartschrecke, die Gewöhnliche Strauchschrecke oder in manchen Jahren auch die Säbeldornschröcke konnten nur randlich beobachtet werden. Im Rahmen der Licht- und Köderfänge (vergl. Kapitel Schmetterlinge) konnten am Fallenstandort Eller Forst im Bruch von Armin Dahl



Abb. 4/10: Wiesengrashüpfer *Chorthippus dorsatus* Männchen (links) und Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* Männchen (rechts). Diese Feuchte liebenden Feld-Heuschrecken gehören zu den potenziellen Klimaverlierern, deren Vorkommen besonders dokumentiert werden sollte. Fotos: M. Stevens.

2009 folgende Heuschreckenarten nachgewiesen werden: Punktierte Zartschrecke *Leptophyes punctatissima*, Gemeine Eichenschrecke *Meconema thalassinum*, Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale* und Säbel-Dornschrecke *Tetrix subulata*.

Die spezialisierten, Feuchte liebenden Arten wie Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* oder Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*, könnten möglicherweise durch die verwandten, anspruchslosen Arten Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* und Gemeiner Grashüpfer *Chorthippus parallelus* ersetzt werden. Der Gemeine Grashüpfer kam nur am Rande der Transekt-Strecken vor. Die Langflügelige Schwertschrecke konnte bis 2011 nur am Rand der Wiese beobachtet werden. In den Jahren 2012 und 2013 wurde in den Fanquadraten jeweils ein Weibchen gefunden. Dies könnte der Beginn der Besiedlung des zentralen Bereichs der Wiese sein. Die Feuchte liebenden Arten sind im zentralen Bereich der Feuchtwiese, in dem auch die Transekte und Fangquadrante liegen, die dominierenden Arten. In den folgenden Jahren konnte aber keine weitere Ausbreitung der Art in den zentralen Bereich der Wiese dokumentiert werden.

Das Auftreten und die Etablierung der Gemeinen Sichelschrecke und der Großen Goldschrecke im NSG Eller Forst kann als klimabedingte Veränderung aufgefasst werden. Beide Arten befinden sich seit Jahren in Ausbreitung nach Norden, hauptsächlich entlang des Rheins. Die Ursache ist vermutlich im veränderten Klima zu suchen. Allerdings sind beide Arten keine spezialisierten Feuchtgebietsbewohner. Zu den beiden Transekten am Rhein liegen keine Vergleichsdaten vor. Daher können bislang keine Angaben zu Faunenveränderungen gemacht werden. SCHMITZ (1991) legte mittlerweile ältere Daten zur Urdenbacher Kämpe, Zonser Grind und zum Himmelgeister Rheinbogen vor.

Tab. 4/7: Vergleich der Artenliste von 1997 und 2009-2018 in der Feuchtwiese im NSG Eller Forst. 1997 = Angaben nach PIEREN et al. (1997), 2009-2013 = diese Studie, x = vorkommend, RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Deutschland (MAAS et al. 2011) bzw. Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010), **thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot**, **hygrophile Arten blau**, * = Neufund.

Wissensch. Artname	RL D/											
	NRW	1997	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
<i>Phanoptera falcata</i>		-	-	x*	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conocephalus fuscus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conocephalus dorsalis</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tettigonia viridissima</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Metrioptera roeselii</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Pholidoptera griseoptera</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tetrix subulata</i>		x	x	x	x	x	x	-	-	x	x	x
<i>Stethophyma grossum</i>	2/*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x*	x*
<i>Chrysochraon dispar</i>		-	-	x*	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chorthippus biguttulus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chorthippus parallelus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Chorthippus montanus</i>	V/2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Tab. 4/8: Übersicht über die in den Untersuchungsgebieten nachgewiesenen thermophilen Arten und potenziellen Profiteuren des Klimawandels. * = noch nicht bei PIEREN et al. (1997) aufgeführt, x = vorkommend, RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010), **thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot.**

Wissensch. Artname	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
<i>Phaneroptera falcata</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conocephalus fuscus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oecanthus pellucens</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oedipoda caerulescens</i> *			x							x
<i>Chrysochraon dispar</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Summe	2	4	5	4	4	4	4	4	4	5

Diskussion

Zu den Heuschreckenarten, die vom Klimawandel profitieren, zählen vor allem besonders Wärme liebende Arten, die oft auf trockenen Standorten zu finden sind, wie zum Beispiel die **Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** (Abb. 4/11), aber auch einzelne Arten, die eher frische bis feuchte Standorte präferieren, wie zum Beispiel die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar***. Von diesen Arten konnten sich auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf in jüngerer Zeit mehrere ausbreiten. Zu Beginn der Monitoringeruntersuchungen im Jahr 2009 konnten in den Untersuchungsflächen bereits zwei Arten festgestellt werden, die vom Klimawandel profitieren (Tab. 4/8), nämlich die **Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*** (Gebiet 1 und 2) und das **Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*** (Gebiet 1-3). Im Jahr 2010 kamen die **Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** (Gebiet 1) und die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*** (Gebiet 1 und 2) hinzu, letztere besonders im Eller Forst mit stark steigender Tendenz. In den Jahren 2011 und 2018 konnte weiterhin die **Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens*** am Rheinufer nachgewiesen werden. Eine Reihe weiterer thermophiler Arten hat sich auf Düsseldorfer Stadtgebiet außerhalb der Untersuchungsflächen ausbreiten können.

Die Ausbreitung der **Langflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*** in Nordrhein-Westfalen ist in Abb. 4/1 dargestellt. Bis zur Mitte der 1980er Jahre galt die Mainlinie als Nordgrenze (BELLMANN 1985). Seit dieser Zeit ist eine kontinuierliche Arealerweiterung der Art in Richtung Norden festzustellen (z. B. HOCHKIRCH 2001, THOMAS et al. 2001). Die Art breitet sich hauptsächlich entlang des Rheines oder anderer Flusstäler aus. Vermutlich, weil diese thermisch begünstigt sind (Mesoklima) oder/und vermehrt Saumstrukturen als geeignete Lebensräume aufweisen (HOCHKIRCH 2001). Die Langflügelige Schwertschrecke ist im kontinentalen Anteil des Verbreitungsgebietes hygrophil. In den atlantisch geprägten Gebieten, zu denen auch der Bereich Stadt Düsseldorf/Kreis Mettmann gehören, überwiegt die Thermophilie (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). In kontinentalen Bereichen ist die Art ein stenöker Feuchtgebietsbewohner (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003, BAUR et al. 2006). Im atlantisch getönten Anteil des Verbreitungsgebietes lebt sie dagegen auf Brachen, Ruderalflächen, Magerrasen oder Weinbergen (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003, KLEUKERS & KREKELS 2004). Das Auftreten eines extra-makropteren Weibchens der Langflügeligen Schwertschrecke (Abb. 4/8) am 04.08.2012 auf der Feuchtwiese im Eller Forst ist bemerkenswert, da diese Tiere besonders wanderaktiv sind und die Ausbreitungsform darstellen (ANDO & HARTLEY 1982). Auch im Jahr 2013 wurde ein normal langflügeliges Weibchen in einem Feuchtwiesen-Fangquadrat beobachtet (wie in Abb. 4/6). Wenn diese Art, die zuvor nur in den Randbereichen beobach-

tet wurde, in den zentralen Bereich der Wiese vordringen würde, oder falls sich im zentralen Bereich der Wiese anspruchslose Heuschreckenarten wie der Gemeine oder der Nachtigall-Grashüpfer etablieren würden, dann wäre dieses ein Anzeichen für eine Austrocknung, also eine Degradierung des Lebensraumes. Seit dem Jahr 2014 wurde aber keine dieser Tendenzen beobachtet. Das anstehende Wasser im zentralen Bereich der Wiese zeigte einen gegenüber den Vorjahren angestiegenen Grundwasserstand. Allerdings hatte dieser hohe Grundwasserstand offenbar auch negative Auswirkungen auf die Häufigkeit einzelner Arten. Hier waren vermutlich insbesondere die in der Erde (endogäisch) nistenden Arten oder/und die Jungstadien betroffen. Das Artenspektrum war dagegen unverändert. In den folgenden Jahren wurde aber keine weitere Ausbreitung der Arten in den zentralen Bereich der Wiese registriert.

Das **Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*** ist ebenfalls sehr wärmebedürftig. Die Art war bis zur Mitte der 1980er Jahre am Rhein von Basel bis zum Rheingau verbreitet (BELLMANN 1985). Dann erfolgte eine Ausbreitung entlang des Rheins. Anfang der 1990er Jahre erreichte die Art Bonn; mittlerweile ist sie auch in den Niederlanden anzutreffen. Die typischen Lebensräume sind rheinnahe Hochstaudenfluren. Die Art legt ihre Eier oberirdisch in Pflanzenstängel ab (BELLMANN 1993a). Da diese Strukturen im Bereich des Transekts Lörick-Ost (alt) in manchen Jahren wie auch 2017 und im Jahr 2013 im Bereich der Messe an der Schnellenburg gemäht waren, fehlte die Art in diesen Jahren hier. In Lörick-West (neu) werden diese Hochstauden nicht gemäht. Das Weinhähnchen kommt daher hier vor. Im Bereich der langen Transekte lebt das Weinhähnchen nur in geringer Anzahl. Im Bereich Lörick-Ost wurden 2013 und 2017 keine Tiere verhört, in den Jahren 2014-2016 wenige Exemplare. Im Bereich Lörick-West wurden lokal wenige Weinhähnchen verhört. An dieser Stelle sind die Hochstauden nur im Bereich der Hektometer-Schilder kleinflächig ausgebildet, am Rheinufer sind meist Gehölze vorhanden.

Der erste Nachweis der thermophilen **Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** (Abb. 4/9) aus NRW stammt aus dem Jahr 1972 aus dem Köln-Bonner Raum (PIEREN et al. 1997). Bereits 1984 wurde



Abb. 4/11: Die Gemeine Sichelschrecke (*Phaneroptera falcata*) wurde 2015 erstmalig als einzelnes Weibchen im langen Transekt Lörick-West (neues Transekt) festgestellt. Auch die Wespenspinne (*Argiope bruennichi*) wurde dort in 1-2 Exemplaren an allen drei Terminen nachgewiesen. Fotos: M. Stevens, 20.08.2015.

die Art im Further Moor gefunden (PIEREN et al. 1997). Ihre Ausbreitung ist in Abb. 4/1 dokumentiert. Die Gemeine Sichelschrecke besiedelt gebüschreiche Trockenrasen, Wegränder und Sandgruben. Die Ausbreitung erfolgte ebenfalls entlang des Rheines nach Norden. Allerdings spielen vermutlich auch Bahnlinien eine Rolle, da diese sowohl Ausbreitungskorridore als auch als Lebensräume in Frage kommen. Die Gemeine Sichelschrecke konnte erstmalig 2010 auf der Feuchtwiese im Eller Forst beobachtet werden. In den Transekten 1 und 3 wurden insgesamt fünf Tiere beobachtet. Es ist möglich, dass die Art bereits vor 2009 auf der Fläche lebte, im Rahmen der Untersuchung aber nicht beobachtet werden konnte. 2015 wurde die Art erstmalig als einzelnes Weibchen im langen Transekt Lörick-West (neues Transekt) festgestellt (Abb. 4/10). Bei der Gemeinen Sichelschrecke handelt es sich um eine thermophile Art, die bevorzugt in hochgrasigen, verbuschten Flächen lebt. Die Art wird daher als Sukzessionsfolger bezeichnet (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003).

Auch die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*** bevorzugt höher- und dichterwüchsige Vegetationsbestände (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Art präferiert frische bis feuchte Standorte in klimatisch begünstigten Gebieten (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Ausbreitung erfolgt in der Regel durch die in Pflanzenstängel abgelegten Eier, die in Flusstälern stromabwärts transportiert werden. Dieser Besiedlungsweg ist im Eller Forst ausgeschlossen. Hier wurden 2010 zwei erwachsene, kurzflügelige und daher flugunfähige Weibchen beobachtet. Im Jahr 2011 wurden in den Transekten 2, 4, 5 und 6 insgesamt neun Männchen verhört. Im Jahr 2012 konnte sie bereits in allen Transekten nachgewiesen werden. In den Abschnitten 1 und 4 konnten sogar 20 bzw. 16 Männchen nachgewiesen werden. Im Jahr 2013 wurden in allen Transekten insgesamt 31 Männchen nachgewiesen. In den Jahren 2014 und 2015 konnte die Art erneut in allen Transekten nachgewiesen werden. Allerdings war die Abundanz etwas niedriger (26 bzw. 16 Tiere). Im Jahr 2016 wurde sie mit zehn Männchen in vier der sechs Transekte sowie in den Fangquadraten nachgewiesen. Im Jahr 2017 wurde die Art mit insgesamt 30 Tieren in allen Transekten und in fünf von sechs Fangquadraten im Eller Forst nachgewiesen. Die Art gehört mittlerweile zu den häufigsten Heuschrecken auf der Feuchtwiese im Eller Forst. Eine Verdrängung des Sumpf-Grashüpfers scheint dagegen nicht vorzuliegen (zur Ausbreitung und Abwanderung des Sumpf-Grashüpfers vergl. auch WEYER et al. 2012).

Die Art wurde auch im langen Transekt Lörick-West (neues Transekt) registriert. Dort verlagert sie sich von der Grünlandfläche des 2. Teilabschnitts hin zu den Grünlandbereichen des ersten Teilabschnittes. Vermutlich kommt die Art wegen der Eiablage in oberirdischen Pflanzenstängeln nicht dauerhaft mit einer Wiesennutzung zurecht.

Die **Blaüflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens*** befindet sich zurzeit ebenfalls in Ausbreitung (u. a. HOCHKIRCH 2001). Die Art bewohnt Rohbodenstandorte und Magerrasen. Sie wurde bis 1997 in der Stadt Düsseldorf/Kreis Mettmann noch nicht gefunden (PIEREN et al. 1997), wird in jüngerer Zeit aber öfters an den Kiesufern des Rheins beobachtet (KRÜGER, KRAUSE, PIEREN, SCHMITZ mündl. Mittlg. 2010). Diese Art konnte erstmalig mit einem Weibchen am 25.08.2011 am Standort Lörick-West nachgewiesen werden (Abb. 4/6). Die Art konnte 2012 bis 2017 dagegen nicht in den Untersuchungsgebieten beobachtet werden. Von der Blaüflügeligen Ödlandschrecke konnte am 18.08.2018 ein Weibchen im Bereich des Rheinufers gefunden werden. Da aber nur ein Exemplar bei einem Termin gefunden wurde, ist nicht davon auszugehen, dass sich die Art hier am Rheinufer etabliert hat. Im Jahr 2011 war hier ebenfalls ein Weibchen gefunden worden.

Zu den thermophilen Arten, die sich außerhalb der Untersuchungsgebiete in Düsseldorf ausbreiten konnten, zählt die **Blauflügelige Sandschrecke *Sphingonotus caerulans***. Die Art ist die ist bei PIEREN et al. (1997) noch nicht für Düsseldorf und den Kreis Mettmann verzeichnet. Sie wurde bislang vor allem auf Brachflächen entlang von Bahnlinien gefunden (KRÜGER und SONNENBURG 2009, mündl. Mitteilung), besiedelt also keine Lebensräume, die durch das vorliegende Monitoring erfasst werden.

Im Jahr 2016 wurde **Westlichen Beißschrecke *Platycleis albopunctata*** erstmalig im Reisholzer Hafen nachgewiesen (T. KRAUSE, schriftl. Mittlg.) gegeben. Die Art war lange Zeit nur aus der Umgebung von Bonn, der Voreifel und dem NSG „Sürther Aue“ (Stadt Köln; „Godorfer Hafen“) (KRAMER & KRAATZ 1996) bekannt. Seit einigen Jahren wird die Art auch auf Bahngeländen in den Städten Krefeld und Duisburg sowie auf Industriebrachen in Dortmund gefunden (HAMANN & WEBER 2012).

Die **Südliche Eichenschrecke *Meconema meridionale*** wurde 1958 erstmals in Deutschland bei Freiburg nachgewiesen (VON HELVERSEN 1969) und konnte sich in der Folge nordwärts stark ausbreiten. In den 1990er Jahren wurde sie zum ersten Mal in Düsseldorf nachgewiesen, wo sie inzwischen vor allem im städtischen Raum nicht selten ist. Die Fundorte der Südlichen Eichenschrecke befinden sich bevorzugt wärmebegünstigt in Städten oder in der Nähe von Flüssen (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Darüber hinaus ist diese Art nachtaktiv. Daher ist die Südliche Eichenschrecke weder zeitlich noch räumlich durch die Untersuchungen des vorliegenden Klimafolgenmonitorings zu erfassen.

Der **Weißrandige Grashüpfer *Chorthippus albomarginatus*** konnte 2010 erstmalig an der Schnellenburg mit sechs rufenden Männchen beobachtet werden. Im Jahr 2011 wurden vier, im Jahr 2012 wurden fünf und 2013 zwei rufende Männchen festgestellt. In den Jahren 2014 und 2016 konnte diese Art nicht mehr festgestellt werden. Im Jahr 2018 wurden ein Männchen verhört. Die Art lebt auf Feucht- und Nassgrünland, weshalb sie als hygrophile oder mesophile Art gilt. Die Eiablage erfolgt erdbodennah und oberirdisch an Grashalmen. Die Eier haben eine geringe Austrocknungsresistenz (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Möglicherweise könnten die Eier auch vom Rhein transportiert worden sein.

Die hohe Abundanz der **Wespenspinne *Argiope bruennichi*** (Abb. 4/10) im Bereich Eller Forst im Jahr 2010 ist nicht ohne weiteres zu erklären. Wenn die erhöhte Abundanz am warmen Frühjahr gelegen hätte, so wären auch 2011 überdurchschnittlich viele Wespenspinnen zu erwarten gewesen. Die Abundanz der Wespenspinne bei den Transekten und Fangquadraten in den Jahren 2014 bis 2016 war niedriger als in den Jahren 2009, 2011 bis 2013. Im Jahr 2018 wurden insgesamt 39 Exemplare registriert, was bezüglich der Abundanzen zwischen den genannten Zeiträumen liegt.

Eine Besonderheit ist der Erstnachweis der **Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*** für das Gebiet der Stadt Düsseldorf im Eller Forst im Jahre 2017. Die Art konnte in drei Fangquadraten und einem Transekt beobachtet werden. Alle Nachweise erfolgten im Seggenried. Da im Bereich des Seggenriedes im Eller Forst eine höhere Anzahl Individuen gefundenen wurden, kann die Art im Eller Forst bereits seit 2017 als etabliert gelten. Im Jahr 2018 wurde in vier Transekten 22 Tiere verhört. In den Seggenried-Fangquadraten wurden ebenfalls vier Sumpfschrecken festgestellt. Die Sumpfschrecke ist ein stenöker Feuchtgebietsbewohner und das Seggenried im Eller Forst entspricht dem Habitatschema der Art.

Die Sumpfschrecke wird in jüngerer Zeit verstärkt beobachtet; z. B. in der Ilvericher Altrheinschlinge (STEVENS pers. Obs.) oder im Ruhrgebiet (RAUTENBERG, schriftl. Mittlg.), könnte sich auch diese Art in Nordrhein-Westfalen in der Ausbreitung befinden.

Möglicherweise hängt die Etablierung der Sumpfschrecke mit dem gestiegenen Grundwasser zusammen. Im Jahr 2014 wurde anstehendes Wasser im zentralen Bereich der Wiese beobachtet, was einen gegenüber den Vorjahren angestiegenen Grundwasserstand anzeigte. In den Jahren 2015-2018 konnte allerdings kein anstehendes Wasser mehr beobachtet werden.

Neben dem Einfluss des Klimawandels auf die genannten Arten sind bislang noch unbekannt positive oder negative Effekte auf weitere bislang noch nicht als klimasensitiv identifizierte Heuschreckenarten vorstellbar, die sich erst in Zukunft zeigen werden. Hierbei sollte insbesondere auf die Gilde der hygrophilen Heuschreckenarten geachtet werden.

Das Frühjahr und der Sommer 2018 waren das wärmste und sonnigste seit Beginn der Wetteraufzeichnungen. Daher sind sicherlich die Schlupfraten der Heuschrecken-Arten im Jahr 2019 besonders interessant. Die abgelegten Eier einiger Arten sind empfindlich gegenüber Austrocknung (PONIATOWSKI et al. 2018, INGRISCH & KÖHLER 1998). Daher ist es denkbar, dass zahlreiche im Sommer 2018 abgelegte Eier bereits im extrem heißen Sommer vertrocknet und abgestorben sind. Dadurch könnten in der Saison 2019 die Abundanzen der Heuschrecken-Arten, deren Eier oder Eigelege empfindlich sind, deutlich erniedrigt sein. IN dieser Hinsicht werden die Untersuchungen im Jahr 2019 besonders interessant sein.

Literatur

- ANDO Y. & J. C. HARTLEY (1982): Occurrence and biology of a long-winged form of *Conocephalus discolor*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 32: 238-241.
- AK HEUSCHRECKEN NRW (2009): Verbreitungskarten der Heuschrecken in NRW. http://www.dgfo-articulata.de/de/ArtenNRW/Conocephalus_fuscus_Ausbr.php und http://www.dgfo-articulata.de/de/ArtenNRW/Phaneroptera_falcata_Ausbr.php (aufgerufen am 24.01.2009)
- BAUR, B., BAUR, H., ROESTI, C. & ROESTI, D. (2006): Die Heuschrecken der Schweiz. Bern, Stuttgart, Wien (Haupt), 352 S.
- BECKMANN, B.C., PURSE, B.V., ROY, D.B., ROY, H.E., SUTTON, P.G. & THOMAS, C.D. (2015): Two Species with an Unusual Combination of Traits Dominate Responses of British Grasshoppers and Crickets to Environmental Change. *PLoS ONE* 10(6): e0130488. doi:10.1371/journal.pone.0130488
- BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. unveröff. Gutachten im Auftrag des MUNLV, 858 S.
- BELLMANN, H. (1985): Heuschrecken beobachten, bestimmen. Melsungen (Neumann-Neudamm), 210 S.
- BELLMANN, H. (1993a): Heuschrecken beobachten, bestimmen. Augsburg (Naturbuch), 349 S.
- BELLMANN, H. (1993b): Die Stimmen der heimischen Heuschrecken. Augsburg (Naturbuch). 1 CD.
- CONZE, K. J., GRÖNHAGEN, N., LOHR, M. & MENKE, N. (2010): Trends in occurrence of thermophilous dragonfly species in North Rhine-Westphalia. In OTT, J. (Hrsg.): *Monitoring climate change with dragonflies*. Pensoft Publishers, Sofia, 286 S.
- DETZEL, P. (1998): Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Stuttgart (Ulmer), 580 S.

- DJN (Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung) (Hrsg.) (2001): Gesänge der heimischen Heuschrecken. Hamburg (DJN-Selbstverlag), 1 CD.
- FELDMEIER S., SCHEFCZYK L., HOCHKIRCH A., LÖTTERS S., PFEIFFER M.A., HEINEMANN G. & VEITH M. (2018): Climate vs weather extremes: Temporal predictor resolution matters for future rather than current regional species distribution models. *Diversity and Distributions* 24(8): 1047-1060.
- FISCHER, J., STEINLECHNER, D., ZEHM, A., PONIATOWSKI, D., FARTMANN, T., BECKMANN, A. & STETTMER, C. (2016): Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols: Bestimmen, Beobachten, Schützen. Wiebelsheim: Quelle & Meyer.
- FROELICH, C. (1989): Freilanduntersuchungen an Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria) mit Hilfe eines Fledermausdetektors. *Neue Erfahrungen. Articulata* 4: 6-10.
- GREIN, G. (2007): Zur Ausbreitung von *Phaneroptera falcata* (Poda, 1761) und *Conocephalus fuscus* (Fabricius, 1793) in Niedersachsen. *Articulata* 22(1): 91-98.
- GREIN, G., HOCHKIRCH, A., SCHRÖDER, K. & CLAUSNITZER, H.-J. (2010): Fauna der Heuschrecken (Caelifera & Ensifera) in Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 46: 1-184.
- HAMANN, M. & WEBER, G. (2012): Bat-Detektor ermöglicht Neufunde bei Heuschrecken. Neufunde der Westlichen Beißschrecke (*Platypleis albopunctata albopunctata*) im Ballungsraum Rhein-Ruhr. - *Natur in NRW* 3/12: 25-29.
- HASSALL, M., WALTERS, R. J., TELFER, M. & HASSALL M. R. J. (2006): Why does a grasshopper have fewer, larger offspring at its range limits? *Journal of Evolutionary Biology* 19(1): 267-276.
- HENDRIKS, R.J.J., CARVALHEIRO, L.G., KLEUKERS, R.M.J.C. & BIESMEIJER, J.C. (2013) Temporal-spatial dynamics in Orthoptera in relation to nutrient availability and plant species richness. *PLoS ONE*. 2013; (8):e71736. doi: 10.1371/journal.pone.0071736 PMID: 23951232
- HOCHKIRCH, A. (2001): Rezente Areal- und Bestandsveränderungen bei Heuschrecken Nordwestdeutschlands (Orthoptera, Saltatoria). *Verhandlungen des Westdeutschen Entomologen Tag 2000*: 167-178.
- HOCHKIRCH, A. & DAMERAU, A. (2009): Rapid range expansion of a wing-dimorphic bush-cricket after the 2003 climatic anomaly. *Biological Journal of the Linnean Society* 97, 118–127.
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Magdeburg (Westarp Wissenschaften) Neue Brehm Bücherei 629, 460 S.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change; ed.) (2007): *Climate Change 2007*. http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf (aufgerufen am 28.11.2008).
- KETTERMANN, M. & FARTMANN, T. (2018): Auswirkungen des globalen Wandels auf Heuschrecken. Besiedlung von Steinbrüchen der Westfälischen Bucht (NW-Deutschland) durch die Blauflügelige Sand-schrecke. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 50(1), 23-29.
- KLEUKERS, R. & KREKELS, R. (2004): *Veldgids sprinkhanen en krekels*. Utrecht (KNNV Uitgeverij), 191 S.
- KRAMER, M. & KRAATZ, K. (1996): Die Heuschrecken (Ensifera et Caelifera) von Köln. Verbreitung der Arten im Stadtgebiet und in spezifischen Lebensräumen. - *Decheniana-Beihefte* 35: 43-114.

- LANUV NRW (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2010): Klimabericht 2010. Recklinghausen 75 S.
- LAUSSMANN, H. (1998): Die mitteleuropäische Agrarlandschaft als Lebensraum für Heuschrecken (Orthoptera: Saltatoria). *Agrarökologie* 34: 1-215.
- LEUSCHNER, C. & SCHIPKA, F. (2004): Vorstudie Klimawandel und Naturschutz in Deutschland Abschlussbericht eines F+E-Vorhabens. *BfN-Skripten* 115: 1-40.
- MAAS, S., P. DETZEL & STAUDT, A. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Heuschrecken (Saltatoria) Deutschlands. 2. Fassung Stand Ende 2007. - In: BINOT-HAFKE, M., et al. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70(3): 575-606.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2007): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen – Wege zu einer Anpassungsstrategie. http://www.lanuv.nrw.de/klima/pdf/klimawandel_anpassungsstrategie.pdf (aufgerufen am 22.11.2008).
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2009): Anpassung an den Klimawandel Eine Strategie für Nordrhein-Westfalen. Düsseldorf (Selbstverlag), 167 S.
- NIEDRINGHAUS, R. & RITZAU, C. (1997): Die Heuschreckenfauna (Saltatoria) einer intensiv genutzten Agrarlandschaft in Nordwestdeutschland. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 59(4): 165-169.
- PARMESAN, C. (2006): Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematic* 37: 637-669.
- PFEIFER, M. A. (2012): Heuschrecken und Klimawandel. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44(7): 205-212.
- PIEREN, H. (Bearb.) (1997): Heuschrecken-Biomonitoring auf Grünlandflächen der Naturschutzgebiete Felderbachtal Velbert, Neandertal (Erkrath), Spörklenbruch (Haan). Monheim, unveröffentlichter Bericht der Biologischen Station Urdenbacher Kämpe e.V., 17 S. & 1 Karte
- PIEREN, H., HENF, M., KRAUSE, T. & BAIERL, E. (1997): Die Heuschrecken im Kreis Mettmann und in der Stadt Düsseldorf. *Schriftenreihe der Biologischen Station Urdenbacher Kämpe e.V.*, 145 S.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2008): Massenvorkommen makropterer Roesels Beißschrecken (*Metrioptera roeselii*) im Sommer 2007. *Articulata* 23 (2): 53–56.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2010): What determines the distribution of a flightless bush-cricket (*Metrioptera brachyptera*) in a fragmented landscape? *Journal of Insect Conservation* 14: 637–645.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2011a): Dispersal capability in a habitat specialist bush-cricket: the role of population density and habitat moisture. *Ecological Entomology* 36: 717-723.
- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2011b): Does wing dimorphism affect mobility in *Metrioptera roeselii* (Orthoptera: Tettigonidae)? *European Journal of Entomology* 108: 409-415.

- PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2011c): Weather-driven changes in population density determine wing dimorphism in a bush-cricket species. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 145: 5–9.
doi:10.1016/j.agee.2010.10.006
- PONIATOWSKI, D., HEINZE, S. & FARTMANN, T. (2012): The role of macropters during range expansion of a wing-dimorphic insect species. *Evolutionary Ecology* 26: 759–770. DOI: 10.1007/s10682-011-9534-2
- PONIATOWSKI, D., MÜNSCH, T., HELBING, F. & FARTMANN, T. (2018): Arealveränderungen mitteleuropäischer Heuschrecken als Folge des Klimawandels. *Natur und Landschaft* 93 (12): 553–561.
- POSCHMANN, C., UNTERBERG, U., PONIATOWSKI, D. & FARTMANN, T. (2009): Ökologie der Kurzflügeligen Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* (Latreille, 1804) im Feuchtgrünland des Münsterlandes (Nordwestdeutschland). *Articulata* 24 (1/2): 49–67.
- ROESTI, C. & KEIST, B. (2009): Die Stimme der Heuschrecken. Bern, Stuttgart, Wien (Haupt), 144 S. & 1 DVD.
- ROHDE K., HAU Y., KRANZ N., WEINBERGER J., ELLE O. & HOCHKIRCH A. (2017): Climatic effects on population declines of a rare wetland species and the role of spatial and temporal isolation as barriers to hybridization. *Functional Ecology* 31: 1262-1274.
- SCHANOWSKI, A. (2007): Klimawandel und Insekten – Kurzfassung. LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) Karlsruhe, 24 S. http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/36089/klimawandel_und_insekten.pdf?command=downloadContent&file-name=klimawandel_und_insekten.pdf (aufgerufen am 23.11.2008).
- SCHLUMPRECHT, H. & WAEBER, G. (2003): Heuschrecken in Bayern. Stuttgart (Ulmer), 515 S.
- SCHMITZ, M. (1991): Faunistisch-ökologischer Fachbeitrag um Biotopmanagement am südlichen Niederrhein bei Düsseldorf. Diplomarbeit Universität GHS Paderborn (unveröffentlicht).
- STREITBERGER, M., ACKERMANN, W., FARTMANN, T., KRIEGEL, G., RUFF, A., BALZER, S. & NEHRING, S. (2016): Artenschutz unter Klimawandel: Perspektiven für ein zukunftsfähiges Handlungskonzept. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 147: 1–367.
- STREITBERGER, M., JEDICKE, E. & T. FARTMANN (2016): Auswirkungen des rezenten Klimawandels auf die Biodiversität in Mittelgebirgen – eine Literaturstudie zu Arten und Lebensräumen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (2): 37–45.
- SUTTON, P. G., BECKMANN, B. C. & NESLON, F. (2017): The Current Status Orthopteroid Insects in Britain and Ireland. *Atropos* 59: 6-35.
- TELFER, M. G. & HASSALL, M. (1999): Ecotypic differentiation in the grasshopper *Chorthippus brunneus*: life history varies in relation to climate. *Oecologia* 121(2): 245-254.
- THOMAS, C.D., BODSWORTH, E.J., WILSON, R.J., SIMMONS, A.D., DAVIES, Z.G., MUSCHE, M. & CONRADT, L. (2001): Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature* 411: 577–581.
- THOMAS, C.D., FRANCO, A.M.A. & HILL, J.K. (2006): Range retractions and extinction in the face of climate warming. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 415–416.

- THOMAS, J. A. (2005): Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 339-359.
- TRAUTNER, J. (Hrsg.) (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Weilersheim (Verlag J. Margraf), 254 S.
- VOLPERS, M. & AK HEUSCHRECKEN NRW (1999): Rote Liste der gefährdeten Heuschrecken (Saltatoria) in Nordrhein-Westfalen mit kommentierter Faunenliste. In: LÖBF (Hrsg.): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere 3. Fassung. Schriftenreihe der LÖBF 17: 523-540.
- VOLPERS, M. & VAUT, L. (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Heuschrecken – Saltatoria – in Nordrhein-Westfalen. Unter Mitarbeit des AK Heuschrecken NRW, 4. Fassung Stand Januar 2010. LANUV (Hrsg.) http://www.lanuv.nrw.de/natur/arten/rote_liste/pdf/RL-NW10-Heuschrecken.pdf (aufgerufen am 16.02.2011).
- VON HELVERSEN, O. (1969): *Meconema meridionale* (Costa 1860) in der südlichen Oberrhein-Ebene (Orth. Ensifera). *Mitteilungen der deutschen Entomologischen Gesellschaft* 28 (2): 19-22.
- VUBD (Vereinigung Umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands e. V.) (1999): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen – Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. Nürnberg (VUBD Selbstverlag), 259 S.
- WALTERS R. J., HASSALL M., TELFER M.G., HEWITT G.M. & PALUTIKOF, J. P. (2006): Modelling dispersal of a temperate insect in a changing climate. *Proceedings of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences* 273: 2017–2023.
- WILLOTT, S.J. & HASSALL, M. (1998): Life-history responses of British grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) to temperature change. *Functional Ecology* 12: 232–241.
- WEYER, J., WEINBERGER, J. & HOCHKIRCH, A. (2012): Mobility and microhabitat utilization in a flightless wetland grasshopper, *Chorthippus montanus* (Charpentier, 1825). *Journal of Insect Conservation* 16: 379-390.
- WEISS, N., ZUCCHI, H. & HOCHKIRCH, A. (2013): The effects of grassland management and aspect on Orthoptera diversity and abundance: site conditions are as important as management. *Biodiversity and Conservation* 22: 2167-2178.
- WISSMANN, J., SCHIELZETH, H. & FARTMANN, T. (2009): Landscape-scale Expansion of Roesel's bush-cricket *Metrioptera roeselii* at the North-western Range limit in Central Europe (Orthoptera: Tettigoniidae). *Entomologica Generalis* 31(4): 317-326.

5 Libellen

Ulf Schmitz

Einleitung

Für das Monitoring der Folgen des Klimawandels sind Libellen eine gut geeignete Tiergruppe. Als hoch mobile Tiere sind Libellen in der Lage, auf Umweltveränderungen schnell zu reagieren. Die Erwärmung des Klimas und Änderungen der Niederschlagsverhältnisse wirken sich auf die Areale und Wanderbewegungen der Libellenarten aus und damit auf lokale Artenspektren (HASSAL & THOMPSON 2008, HICKLING et al. 2006, OTT 2010, SCHANOWSKI 2013). Für Nordrhein-Westfalen bewerteten MENKE & CONZE (2009), MENKE et al. (2009), CONZE et al. (2010, 2011) und CONZE (2011) die dort vorkommenden Libellenarten im Hinblick auf ihre Klimasensitivität und zeigten, dass sich die Vorkommen etlicher Arten aufgrund des Klimawandels verändern werden oder bereits verändern.

Die Folgen des Klimawandels für die Libellenfauna werden im Rahmen des vorliegenden Monitoringprogrammes in zwei verschiedenen Untersuchungsgebieten untersucht. Um sowohl die Auswirkungen in einem wärmegetönten Gebiet als auch in einem etwas kühleren Gebiet untersuchen zu können, wurde ein Untersuchungsgebiet im warmen Tiefland der Rheinaue, ein anderes im kühleren Hügelland im Nordosten Düsseldorfs ausgewählt. Für diese Gebiete ist im Rahmen des Klimafolgenmonitorings eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen. Abgesehen von Klimaänderungen sollen die Untersuchungsgebiete möglichst keinen wesentlichen anthropogenen Veränderungen oder Sukzessionsprozessen unterworfen sein.

Untersuchungsgebiete

Baumberger Tümpel (=Baumberger Hamm)

Beim Untersuchungsgebiet im Flachland handelt es sich um den Baumberger Tümpel (Abb. 5/1) in der Urdenbacher Kämme, einem wärmegetönten Überschwemmungsgebiet in der Rheinaue südlich von Düsseldorf. Naturräumlich gehört das Gebiet zur Niederrheinischen Bucht (LÖBF 1999). Das Gewässer fällt gelegentlich trocken und wird bei höheren Hochwässern auch vom Wasser des Rheins erreicht. Abgesehen von diesen natürlichen Störungen findet keine direkte menschliche Nutzung wie Fischerei u. ä. statt,

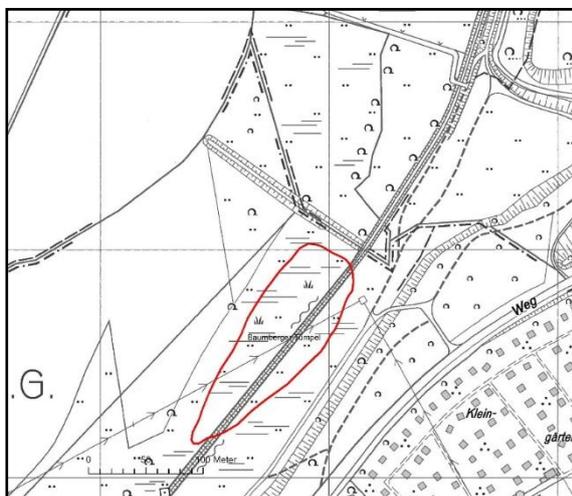


Abb. 5/1: Baumberger Tümpel. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto 26.06.2015, U. Schmitz.

welche die Zusammensetzung der Libellenfauna und damit die Untersuchungen beeinflussen könnte. Bei der Vegetation des Gewässers handelt es sich je nach Höhe des Wasserstandes um Wasserlinsen- und Laichkrautgesellschaften (mit *Lemna trisulca*, *Ricciocarpos natans*, *Spirodela polyrhiza*, *Potamogeton pusillus* und seit 2014 auch mit *Wolffia columbiana*) bei höherem Wasserstand, bzw. um Wasserfenchelröhricht (Oenanthro-Rorippetum) mit Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) in seichterem Wasser und um Zweizahngesellschaften mit Rotgelbem Fuchsschwanz (*Alopecuretum aequalis*) auf trocken gefallenem Schlamm bei niedrigen Wasserständen. Das Gewässer ist von einem ausgedehnten Wasserschwadenröhricht (*Glycerietum maximae*) und von Weidengebüsch (*Salix* div. spec.) umgeben.

Frühere Untersuchungen der Libellenfauna am Baumberger Tümpel liegen vor aus Kartierungen zum Biotopmanagementplan (HINZ 1988), aus Kartierungen im Rahmen einer Diplomarbeit (SCHMITZ 1991) sowie aus ergänzenden Beobachtungen von BÖHM (schriftl. Mittlg. 2003) und BAIERL (mündl. Mittlg. 2009, schriftl. Mittlg. 2010). Aus der Umgebung des Baumberger Tümpels liegen weitere Kartierungsdaten vor, die sich auf das Gebiet der übrigen Urdenbacher Kämpfe beziehen, nämlich Urdenbacher Altrhein mit Garather Mühlenbach, Baumberger Graben und Kirberger Loch. Diese Daten finden sich in den Biotopmanagementplänen von HINZ (1988) und VERBÜCHELN & WITTIG (1987), bei BRAUN (1997), im Libellenmonitoring des Urdenbacher Altrheins (LINKE 2009, SCHMITZ 2015a) sowie in ergänzenden Beobachtungen von BÖHM (schriftl. Mittlg. 2003) und KRAUSE (schriftl. Mittlg. 2011).

Golfplatz Hubbelrath

Beim Untersuchungsgebiet im Hügelland handelt es sich um zwei Gewässer auf dem Gelände des Golfplatzes Hubbelrath im Nordosten von Düsseldorf (Abb. 5/2). In der Nähe befindet sich der Sandberg, der mit einer Höhe von 165 m über NN den höchsten Punkt Düsseldorfs bildet. Das Untersuchungsgebiet zählt naturräumlich zum Bergischen Land (LÖBF 1999). Die beiden zu untersuchenden Gewässer befinden sich im Westteil des Golfplatzes auf einer Höhe von ca. 140 m über NN. Es handelt sich um die zwei höchstgelegenen einer Kette von Stillgewässern, die mit den tiefergelegenen Nachbarteichen jeweils durch einen schmalen Überlauf und einen Mönch miteinander verbunden sind. Der höchstgelegene Teich wird durch Hangdruckwasser gespeist. Die Gewässer sind zum großen Teil unbeschattet. An den Ufern wachsen Seggen- und Binsenbestände sowie Gehölze (u. a. *Salix*, *Alnus*). Unter der im Sommer dichten

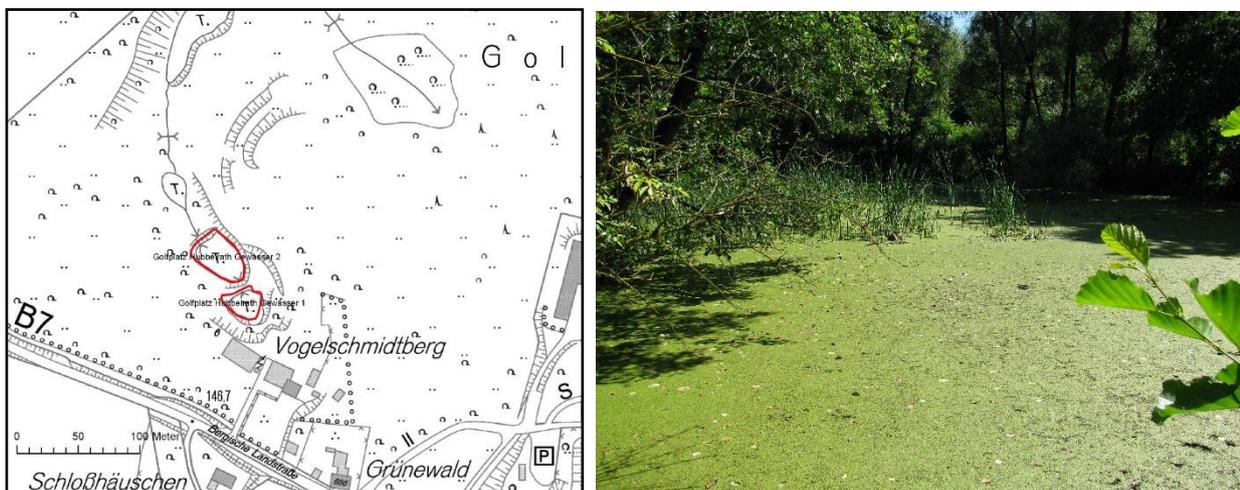


Abb. 5/2: Golfplatz Hubbelrath Gewässer 1 und 2. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto Gewässer 2, 23.07.2012, U. Schmitz

Wasserlinsendecke (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna minuta*) wächst Hornblatt *Ceratophyllum demersum*. Die Gewässer werden nicht fischereilich genutzt, enthielten zu Beginn des Monitorings jedoch noch Rotaugen und Karpfen, die im Februar 2013 entnommen wurden. Ansonsten unterliegen die Gewässer keinen relevanten menschlichen Störungen. Über Libellenvorkommen auf dem Golfplatz Hubbelrath lagen Daten von KRAUSE (2003 und mündl. Mittlg. 2009) vor.

Methoden

Beide Gebiete werden im Rahmen des Klimafolgenmonitorings seit 2009 in jährlichem Turnus untersucht. Es sind grundsätzlich mindestens fünf Begehungen pro Untersuchungsgebiet und Jahr vorgesehen, die bei geeignetem, also sonnigem und nicht zu windigem Wetter durchgeführt werden. Die Begehungen finden im Wesentlichen verteilt auf die Monate Mai bis September statt, zusätzliche Begehungen sind möglich. Bei den Begehungen werden die Imagines der Libellenarten quantitativ erfasst und Abundanzklassen zugeordnet. Dabei sind Anzeichen von Reproduktion (Paarungsverhalten, Eiablage, Schlupf) festzuhalten. Zufällig gefundene Exuvien werden unterstützend herangezogen. Ein systematisches Abkeschern der Gewässer nach Libellenlarven ist aufgrund des hohen Zeitaufwandes für die Probenahme und die anschließende Bestimmung der Larven nicht vorgesehen. Die erfasste Libellenfauna wird hinsichtlich des Vorkommens und der Bestandsentwicklung klimasensitiver Arten ausgewertet. Die Nomenklatur der wissenschaftlichen Namen richtet sich nach DIJKSTRA & LEWINGTON (2008), die deutschen Namen richten sich nach WILDERMUTH & MARTENS (2014). Die Gefährdungskategorien der Libellenarten richten sich nach den Roten Listen für Deutschland (OTT et al. 2015) bzw. Nordrhein-Westfalen (CONZE & GRÖNHAGEN 2010). Die logarithmische Einteilung in Abundanzklassen (Tab. 5/1), wie sie auch vom Arbeitskreis Libellen NRW verwendet wird, ist auf SIEDLE (1992) begründet und wurde nach HÜBNER & WOIKE (1996) verfeinert. Die Angaben zur Abundanzklasse sind nicht kumulativ zu verstehen, sondern geben den Maximalwert der bei den Einzelbegehungen beobachteten Individuenzahlen von Imagines im entsprechenden Untersuchungsjahr wieder, so dass die tatsächlichen Bestandsgrößen zumindest der häufigeren Arten oberhalb der angegebenen Individuenzahl liegen, zumal auch die Bestandsgröße der Larven nicht in den Wert der angegebenen Individuenzahl eingeht. Die Beurteilung der Bodenständigkeit der beobachteten Libellenarten erfolgte gemäß Tab. 5/2.

Tab. 5/1: Einteilung der Individuenzahlen in Abundanzklassen (nach SIEDLE 1992 und HÜBNER & WOIKE 1996).

Individuenzahl	Abundanzklasse
1-3	1
4-6	2a
7-10	2b
11-20	3a
21-30	3b
31-65	4a
66-100	4b
101-300	5
301-1000	6

Tab. 5/2: Nachweis der Bodenständigkeit

Abk. Bodenständigkeitsnachweis

B	sicher bodenständig (L = Larve, Ex = Exuvie, S = Schlupf, J = Jungfernflug)
sb	sehr wahrscheinlich bodenständig (Ei = Eiablage, T = Tandem, K = Kopula)
wb	wahrscheinlich bodenständig (>3 Ind. bei Großlibellen, >5 Ind. bei Kleinlibellen ohne Fortpflanzungsverhalten, jedoch revieranzeigendes Verhalten der Männchen)
mb	möglicherweise bodenständig ((1-)2 Ind. bei Großlibellen, 2-4 Ind. bei Kleinlibellen ohne Fortpflanzungsverhalten und revieranzeigendes Verhalten der Männchen, jedoch geeignete Habitatstrukturen)
E	Einzelfunde (keine Hinweise auf Bodenständigkeit, aber auch nicht auszuschließen, da geeignete Habitatstrukturen vorhanden sind)
G	Gast (keine Hinweise auf Bodenständigkeit, Habitatstrukturen zur Fortpflanzung eher ungeeignet)

Begehungstermine 2018

Im Untersuchungsjahr 2018 wurden die Geländebegehungen am Baumberger Tümpel durchgeführt am 15.05., 06.06., 20.06., 27.06., 03.07., 17.07., 27.07., 03.08., 04.09. und 10.09. (zehn Tage zuzüglich einer Fundmeldung von T. Krause vom 08.05.), an den Gewässern auf dem Golfplatz Hubbelrath am 08.05., 07.06., 27.06., 17.07., 24.07., 28.08., 04.09. und 11.09. (acht Tage). Aufgrund des seit dem Jahr 2015 permanent hohen Wasserstandes des Baumberger Tümpels war seitdem in der Regel kein kompletter Rundgang um das Gewässer wie in den Jahren zuvor mehr möglich, sondern meist nur die randliche Begehung des südöstlichen Ufers.

Ergebnisse

Baumberger Tümpel

Am Baumberger Tümpel konnten im Untersuchungsjahr 2018 insgesamt 19 Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/3) werden, ein Wert der über dem Durchschnitt des bisherigen Klimafolgenmonitorings liegt, insbesondere 2015 und 2017 waren mit 11 Arten sehr artenarm. Von den im Jahr 2018 nachgewiesenen Arten waren neun Arten sicher oder sehr wahrscheinlich bodenständig. Die im Jahr 2018 individuenreichsten Arten waren das besonders Wärme liebende Kleine Granatauge *Erythromma viridulum* sowie die Hufeisen-Azurjungfer *Coenagrion puella* und die Große Pechlibelle *Ischnura elegans*. Die in früheren Jahren recht häufige Gemeine Binsenjungfer *Lestes sponsa*, konnte bemerkenswerterweise im Jahr 2014 kaum noch beobachtet werden, in den Jahren 2015 bis 2018 überhaupt nicht mehr. Auch etliche weitere, in den Jahren zuvor nachgewiesene Libellenarten, wie die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*, die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* oder die Gemeine Winterlibelle *Sympecma fusca*, konnten in den Jahren 2014 bis 2018 nicht mehr gefunden werden.

Als **besonders Wärme liebende Libellenart** kam 2018 das **Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*** (Abb. 5/6) vor, das an drei Begehungsterminen mit bis zu 30 Exemplaren nachgewiesen werden konnte. Aufgrund ihres zahlreichen Erscheinens und der Beobachtung von Fortpflanzungsverhalten (Tandembildung), war eine Bodenständigkeit der Art sehr wahrscheinlich gegeben. Das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum* zeigte in den vergangenen Jahren stark schwankende Bestände: Nachdem die Art im Jahr 2009 noch eine individuenreiche Population mit Paarungs- und Eiablageverhalten zeigte, war sie in

Tab. 5/3: Am Baumberger Tümpel nachgewiesene Libellenarten. RL = Rote Liste (Deutschland/Nordrhein-Westfalen/Tiefland/Bergland), 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, D = Daten unzureichend, V = Vorwarnliste, S = dank Schutzmaßnahmen gleich, geringer oder nicht mehr gefährdet, - = im Naturraum nicht nachgewiesen, * = ungefährdet. Ält. Nw. = ältere Nachweise (nach VERBÜCHELN & WITTIG 1987, HINZ 1988, SCHMITZ 1991, BRAUN 1997, BÖHM schriftl. Mittlg. 2003, LINKE 2009 und BAIERL mündl. Mittlg. 2009), x = bodenständig oder vermutlich bodenständig, (x) = nur Einzelnachweise, sehr selten, ? = Fundortangabe unklar ° = bislang nicht am Baumberger Tümpel aber an anderen Stellen der Urdenbacher Kämpfe nachgewiesene Arten, ! = Neunachweis für das Untersuchungsgebiet und Umgebung. Ab = Abundanzklasse gemäß Tab. 5/1, Bd = Bodenständigkeit gemäß Tab. 5/2, **thermophile Arten rot.**

Wissenschaftlicher Name	RL (D/NRW/TL/BL)	Ält. Nw.	2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018		
			Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	
<i>Aeshna affinis</i>	*/*/*R		1!	E																	1	E	
<i>Aeshna cyanea</i>	*/*/*/*	x										1	E			1	E	1	E	1	E	1	E
<i>Aeshna mixta</i>	*/*/*/*	x	3a	sb	2a	sb	2b	sb	1	sb	3a	B	3a	sb	2b	wb	3b	sb	2a	wb	2b	sb	
<i>Anax imperator</i>	*/*/*/*	x	2a	sb	1	E	2a	sb	2a	E	2a	sb	1	B	1	mb	1	mb	1	mb	2a	sb	
<i>Brachytron pratense</i>	*/3/3/2	(x)					1	sb	2a	sb	1	sb	1	E							1	E	
<i>Calopteryx splendens</i>	*/*/*/*	°			1	G					1	G									1	G	
<i>Calopteryx virgo</i>	*N/2/*	°	1	G	1	G			1	G	1	G				1	G				1	G	
<i>Coenagrion puella</i>	*/*/*/*	x	5	sb	1	E	4b	B	4b	sb	4b	sb	3b	B	3a	sb	4a	sb	3a	sb	4b	sb	
<i>Cordulia aenea</i>	*/*/*/*	°					1	E	3a	wb						1	E						
<i>Crocothemis erythraea</i>	*/*/*/*																				1!	E	
<i>Enallagma cyathigerum</i>	*/*/*/*	x	3a	sb	1	E	2b	B			1	E											
<i>Erythromma najas</i>	*N/N/3																					1!	E
<i>Erythromma viridulum</i>	*/*/*/*	x	4b	sb					1	mb			2a	sb	4a	wb	4a	wb	3a	wb	3b	sb	
<i>Ischnura elegans</i>	*/*/*/*	x	2b	sb	2b	sb	2b	B	3b	B	2b	mb	3a	B	2a	mb	1	mb	3a	wb	3b	wb	
<i>Lestes barbarus</i>	*/*S/*N				1!	E	2a	B															
<i>Lestes sponsa</i>	*N/N/N	°	1	B	2b	wb	3a	B	3b	B	4a	B	1	B									
<i>Lestes viridis</i>	*/*/*/*	x	2b	B	2b	wb	3a	B	2a	B	3b	B	2a	B	1	mb	3b	wb	1	B	2a	B	
<i>Lestes virens vestalis</i>	*N/S/*N										1!	E											
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	3/1/1/1								3a!	G													
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	3/2/2/D								3a!	G													
<i>Libellula depressa</i>	*N/N/N	x	3a	sb			1	sb						1	mb	1	mb						
<i>Libellula quadrimaculata</i>	*/*/*/*	(x)	3b	sb	3a	sb	3b	sb	3a	sb	2b	wb	2a	mb	1	mb	1	E			2a	B	
<i>Orthetrum cancellatum</i>	*/*/*/*	x	3b	sb	1	E									2a	sb	2b	sb	2b	sb	3a	sb	
<i>Platycnemis pennipes</i>	*/*/*/*	°	1	B									1	E									
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	*/*/*/*	x					1	E	2a	sb	1	mb				1	mb				1	E	
<i>Sympetma fusca</i>	*/*S/*N	°									1!	B											
<i>Sympetrum danae</i>	*N/N/*				1!	G					1	G											
<i>Sympetrum flaveolum</i>	3N/N/3	(x)?	1	E																			
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	*/D/*/*																1!	E					
<i>Sympetrum meridionale</i>	*/D/D/-	(x)																					
<i>Sympetrum sanguineum</i>	*/*/*/*	(x)	4b	B	3b	B	4a	B	3a	B	3b	B	1	B	2b	wb	2a	B	2a	sb	2b	B	
<i>Sympetrum striolatum</i>	*/*/*/*	x			3a	sb	2b	sb					1	E	3a	sb	3b	sb	2a	wb	2a	B	
<i>Sympetrum vulgatum</i>	*/*/*/*	x	2a	B					1	E	1	B	1	E					1	E			
Artenzahl			17		15		15		16		17		13		11		16		11		19		
Offene Wasserfläche			bis Anf. Sept.		ganzjährig flach, stark verkrautet		bis Mitte Juni		bis Anf. Sept.		ganzj. >70 cm		ganzj. >50 cm		ganzj. >1 m		ganzj. >1 m		ganzj. >40 cm		ganzj. >40 cm		

den Jahren 2010 und 2011 wahrscheinlich aufgrund der niedrigen Wasserstände des Baumberger Tümpels nicht mehr nachzuweisen. Nach zweijähriger Pause konnte das Kleine Granatauge im Jahr 2012 wieder nachgewiesen werden, allerdings nur in wenigen Exemplaren und nur an einem einzigen Beobachtungstermin. Im Jahr 2013 konnte die Art trotz ausreichend hoher Wasserstände nicht gefunden werden, im Jahr 2014 dann wieder in geringer und 2015 bis 2018 in höherer Anzahl.



Abb. 5/3: Nachdem die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* erstmals im Jahr 2009 am Baumberger Tümpel nachgewiesen wurde, konnte sie im besonders heißen Sommer 2018 dort erneut beobachtet werden. Foto: 04.08.2009, U. Schmitz.

Die **Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis***, die 2009 als thermophile Besonderheit nachgewiesen werden konnte, und die sich über einen längeren Zeitraum von mehreren Wochen im Untersuchungsgebiet aufgehalten hatte (Nachweis vom 29. Juli bis zum 27. August 2009), konnte in den Jahren 2010 bis 2017 nicht mehr am Baumberger Tümpel nachgewiesen werden. Im sehr heißen und trockenen Sommer 2018 gelang nach längerer Pause wieder ein Nachweis dieser Art: Ein Männchen der Südlichen Mosaikjungfer konnte am 27.07.2018 als Einzelfund beobachtet werden (Abb. 5/3).

Mit dem Erstnachweis der **Feuerlibelle *Crocothemis erythraea*** (Abb. 5/4) für den Baumberger Tümpel konnte im heißen Sommer 2018 ein

weiterer Neufund einer besonders Wärme liebenden Art gemacht werden. Es handelte sich um ein männliches Einzeltier, das am 06.06.2018 beobachtet wurde.

Die ebenfalls besonders Wärme liebende **Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii***, die im Jahr 2016 erstmals am Baumberger Tümpel nachgewiesen wurde, konnte in den Folgejahren dort nicht wieder gefunden werden. Die Art war zuvor schon im Jahr 2015 an anderen Stellen des Altrheingebietes nachgewiesen worden (SCHMITZ 2015a).

Als weitere thermophile Art war 2010 erstmals die **Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*** am Baumberger Tümpel festgestellt worden. Bei diesem Erstnachweis für das Untersuchungsgebiet handelte es sich um zwei Nachweise je eines Weibchens am 15.07.2010 und am 09.08.2010. Reproduktionsverhalten war 2010 nicht zu beobachten. Im Jahr 2011 konnte erstmals der Reproduktionsnachweis für die Südliche Binsenjungfer am Baumberger Tümpel erbracht werden: Am 25.05.2011 konnten ca. fünf frisch geschlüpfte, noch unausgefärbte Exemplare von *Lestes barbarus* nachgewiesen werden. In den Jahren 2012 bis 2017 konnte die Südliche Binsenjungfer allerdings nicht mehr gefunden werden.

Die **Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale***, von der einige Jahren vor Beginn des Klimafolgenmonitorings ein Einzelexemplar am Baumberger Tümpel gefunden worden war (BAIERL mündl. Mittlg. 2009), konnte in den Folgejahren dort nicht wieder gefunden werden.

Im Jahr 2018 konnten insgesamt drei Libellenarten mit einem Gefährdungsstatus der **Roten Liste** festgestellt werden. Der Frühe Schilfjäger *Brachytron pratense* wurde nach mehrjähriger Pause 2018 wieder im Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Erstmals konnte das Große Granatauge im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Es handelte sich um den Einzelfund eines männlichen Tieres. Die Blaulügel-



Abb. 5/4: Die besonders Wärme liebende Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* wurde 2018 zum ersten Mal auch am Baumberger Tümpel nachgewiesen, nachdem die Art bereits seit etlichen Jahren an verschiedenen Stellen in Düsseldorf und Umgebung vorkommt. Foto: Männchen, Peringsmaar, 13.07.2017, U. Schmitz.

Prachtlibelle *Calopteryx virgo*, die auch in den Vorjahren schon gelegentlich nachgewiesen wurde, besitzt als Fließgewässerart nur Gaststatus im Untersuchungsgebiet. Die auf der Vorwarnliste stehende Gemeine Binsenjungfer *Lestes sponsa*, die 2013 noch die zweithäufigste Art am Baumberger Tümpel war, konnte 2014 nur an einem einzigen Begehungstermin mit einem frisch geschlüpften Männchen nachgewiesen werden, in den Jahren 2015 bis 2018 gar nicht mehr. Beim Fund der Kleinen Binsenjungfer *Lestes virens* im Jahr 2013 handelte es sich um einen Einzelfund, bei dem es keine Hinweise auf Bodenständigkeit gab, diese war aber auch nicht auszuschließen, da geeignete Habitatstrukturen vorhanden waren.

Der Wasserstand des Baumberger Tümpels ist für das Vorkommen von Libellen ein maßgeblicher Faktor. Während das Gewässer im Jahr 2009 fröhsommerliche Wasserstände von über einem Meter mit einer großen und offenen Wasserfläche aufwies und dann später im Jahr austrocknete, waren im Jahr 2010 ganzjährig nur sehr niedrige Wasserstände zwischen 5 und 35 cm an der tiefsten Stelle zu verzeichnen. Dadurch war der Baumberger Tümpel 2010 so gut wie vollständig mit Vegetation zugewachsen (vor allem mit Wasserfenchel *Oenanthe aquatica* und Wasser-Sumpfkresse *Rorippa amphibia*) und kaum offene Wasserfläche vorhanden. Der Mangel an offener Wasserfläche im Jahr 2010 dürfte der Hauptgrund für den starken Rückgang oder die Abwesenheit einiger Libellenarten sein, die 2009 noch regelmäßig zu beobachten waren, wie Großer Blaupfeil *Orthetrum cancellatum* und Kleines Granatauge *Erythromma viridulum*. Im Jahr 2011 war aufgrund des trockenen Frühjahres bereits ab Mitte Juni keine offene Wasserfläche mehr vorhanden, so dass nur wenig spät fliegende Libellenarten nachgewiesen wurden. Zu den nachgewiesenen früh fliegenden Arten zählten der Schilfjäger *Brachytron pratense* und die Falkenlibelle *Cordulia aenea*, die bis zum Jahr 2011 noch nicht am Baumberger Tümpel, sondern nur an anderen Stellen der Urdenbacher Kämpfe nachgewiesen worden war. Im Jahr 2012 war der Baumberger Tümpel längere Zeit mit Wasser bespannt und trocknete nur Anfang September für kurze Zeit aus. In den Jahren 2013 bis 2018 war der Baumberger Tümpel das ganze Jahr über mit Wasser bespannt (Tab. 5/3).

Golfplatz Hubbelrath

An den Gewässern 1 und 2 des Golfplatzes Hubbelrath wurden im Untersuchungsjahr 2018 acht Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/4). Die häufigste Art im Jahr 2018 war – wie in den Vorjahren – die Hufeisen-Azurjungfer *Coenagrion puella*. Stabile Bestände auf niedrigem Niveau zeigten wenige weitere Arten wie die Blaugrüne Mosaikjungfer *Aeshna cyanea* und die Weidenjungfer *Lestes viridis*. Der Schilfjäger (= Frühe Mosaikjungfer) *Brachytron pratense*, der 2013 als Libellenart mit einer Gefährdungskategorie der Roten Liste im Untersuchungsgebiet nachgewiesen worden war, konnte 2014 bis 2018 nicht wiedergefunden werden. Die ebenfalls auf der Roten Liste stehende Blauflügel-Prachtlibelle *Calopteryx virgo*, die 2016 beobachtet werden konnte, besitzt als Art der Fließgewässer nur einen Gaststatus im Untersu-

chungsgebiet, vermehrt sich aber am Hasselbach, der in einer Entfernung von ca. 600 m Luftlinie durch das Golfplatzgelände fließt.

Tab. 5/4: Auf dem Golfplatz Hubbelrath an Gewässer 1 und 2 nachgewiesene Libellenarten. RL = Rote Liste (Deutschland/Nordrhein-Westfalen/Tiefland/Bergland), * = ungefährdet, V = Vorwarnliste. Ält. Nw. = ältere Nachweise (nach KRAUSE 2003) auf den gesamten Golfplatz bezogen, x = älterer Nachweis, ! = Neunachweis für das Untersuchungsgebiet. Ab = Abundanzklasse gemäß Tab. 5/1, Bd = Bodenständigkeit gemäß Tab. 5/2, **thermophile Arten rot.**

Wissenschaftlicher Name	RL (D/NRW/TL/BL)	Ält. Nw.	2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018	
			Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd
<i>Aeshna cyanea</i>	**/*/*	x	1	sb	1	B	2a	B	1	sb	2a	B	2a	B	1	B	1	mb	1	mb	1	B
<i>Aeshna mixta</i>	**/*/*	x	1	mb	1	mb	1	sb	1	mb	2a	mb	1	E	1	E	1	mb				
<i>Anax imperator</i>	**/*/*	x	1	sb							1	sb	1	E	1	E						
<i>Brachytron pratense</i>	*/3/3/2										1!	sb										
<i>Calopteryx virgo</i>	*/N/2/*																1	G				
<i>Coenagrion puella</i>	**/*/*	x	4b	B	4b	B	4b	sb	4b	sb	4b	B	3b	B	4a	B	5	sb	4a	B	4a	B
<i>Erythromma viridulum</i>	**/*/*		3a!	wb	1	mb	2a	mb	1	mb	2b	sb			1	sb	1	sb				
<i>Ischnura elegans</i>	**/*/*	x	3b	wb	2b	B	2a	sb	2a	sb	3a	sb	1	mb	2a	mb	1	E	2a	wb	2a	sb
<i>Lestes viridis</i>	**/*/*	x	3a	sb	2b	sb	1	sb	1	B	2b	sb	3a	sb	2a	sb	1	E	2a	sb	3a	sb
<i>Libellula depressa</i>	*/N/V/N	x			1	E	1	sb	1	E									1	E		
<i>Libellula quadrimaculata</i>	**/*/*	x	2b	B			1	E	2a	B	1	E										
<i>Orthetrum cancellatum</i>	**/*/*																				1!	E
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	**/*/*	x	3a	B	3a	sb	3a	sb	3a	sb	1	E	3a	sb	3a	sb			1	E	2b	sb
<i>Sympetrum sanguineum</i>	**/*/*	x	1	E																	1	E
<i>Sympetrum striolatum</i>	**/*/*	x			1	E	1	E	1	E	2b	mb	1	sb			1	E	1	E	1	E
<i>Sympetrum vulgatum</i>	**/*/*														1!	B						
Artenzahl			10		9		10		10		11		8		9		8		7		8	

Nachdem das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum* (Abb. 5/6) als besonders Wärme liebende Art im Untersuchungsgebiet festgestellt werden konnte, wurde die Art bis auf das Jahr 2014 auch in den folgenden Jahren wiedergefunden, allerdings in im Vergleich zum Jahr 2009 deutlich geringeren Populationsgrößen. In den Jahren 2017-2018 konnte das Kleine Granatauge nicht mehr wiedergefunden werden. Ein deutlicher Rückgang über den Beobachtungszeitraum war auch beim Bestand der Vierflecklibelle *Libellula quadrimaculata* zu verzeichnen. Insgesamt waren in den Jahren 2012-2018 an mehreren Beobachtungstagen trotz günstiger Witterung erstaunlicherweise keine oder fast keine Libellen anzutreffen. Als Ursache für den beobachteten Rückgang wurde zunächst ein Anstieg des Fischbestandes (Rotfedern, Karpfen) vermutet, die die Libellenlarven und die Unterwasservegetation dezimieren. Daher wurden im Februar 2013 die Gewässer 1 und 2 abgelassen und alle Fische entfernt. Im Sommer 2013 war wieder eine leichte Zunahme verschiedener Libellenarten festzustellen, nämlich beim Kleinen Granatauge *Erythromma viridulum*, der Großen Pechlibelle *Ischnura elegans*, der Weidenjungfer *Lestes viridis* und der Großen Heidelibelle *Sympetrum striolatum*. Die Große Königslibelle *Anax imperator* konnte 2013 das erste Mal nach vier Jahren wieder beobachtet werden. In den Jahren 2014 bis 2018 gab es aber trotz fehlenden Fischbesatzes auch immer wieder Beobachtungstage, an denen trotz günstiger Witterungsbedingungen keine oder fast keine Libellen beobachtet werden konnten. Möglicherweise spielen hier die zunehmende Beschattung und der Laubeintrag durch die Ufergehölze eine Rolle.

Etlliche der an Gewässer 1 und 2 nachgewiesenen Arten waren bereits in früheren Jahren vor Beginn der Monitoringuntersuchungen im Jahr 2009 auf dem Gesamtgelände des Golfplatzes gefunden worden (KRAUSE 2003). Neu hinzu kamen im Laufe des Monitorings von 2009-2018 das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*, der Schilfjäger *Brachytron pratense*, die Gemeine Heidelibelle *Sympetrum vulgatum* und der Große Blaupfeil *Orthetrum cancellatum*. Die Zufallsbeobachtung eines Einzelexemplars der thermophilen und wanderfreudigen Südlichen Heidelibelle *Sympetrum meridionale* durch den Autor im Jahr 2009 auf dem Golfplatz außerhalb des Untersuchungsgebietes (Bahn 18 Ostplatz), konnte in den Folgejahren nicht wiederholt werden.

Diskussion

In den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf wurden im Lauf der Untersuchung bereits mehrere besonders Wärme liebende Libellenarten mit südeuropäischem Verbreitungsschwerpunkt gefunden. Einzelne Jahre zeichneten sich zwar insgesamt durch eine nur geringe Zahl an Libellenarten und Individuen in beiden Untersuchungsgebieten aus, hier spielten möglicherweise ungünstige Witterungsbedingungen zu den Schlupfzeiten einzelner Arten eine Rolle. Bei den Libellenuntersuchungen im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann zeigten sich im jeweils selben Jahr allerdings recht hohe Artenzahlen (SCHMITZ et al. 2018). Nimmt man die bisherigen Ergebnisse des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf und Kreis Mettmann zusammen, und nimmt auch ältere Libellenuntersuchungen hinzu, ergibt sich eine deutlich steigende Tendenz an thermophilen Libellenarten (Tab. 5/5, Abb. 5/5). Diese steigende Anzahl beruht sicher nicht in erster Linie auf einer steigenden Untersuchungsintensität, sondern stellt eine reale Steigerung der Nachweise thermophiler Libellenarten dar.

Tab. 5/5: Thermophile Libellenarten und Jahresangaben in den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf und Kreis Mettmann (Baumberger Tümpel, Golfplatz Hubbelrath Gewässer 1 und 2, Further Moor, Klingenberger See, Kleingewässer südl. des Klingenberger Sees). x = Nachweis von Einzelfunden oder Bodenständigkeit nicht auszuschließen, X = bodenständig oder sehr wahrscheinlich bodenständig (Schlupf, Reproduktionsverhalten). Quellen älterer Nachweise vor 2009: PUTZER & HÜBNER 1980, HÜBNER 1985, 1988, WEBER & PASTORS 1987, VERBÜCHELN & WITTIG 1987, HINZ 1988, SCHMITZ 1991, IVÖR 1991, STORSBERG in HENF 1994, IVÖR 1995, BRAUN 1997, BÖHM schriftl. Mittlg. 2003, KRAUSE 2003, LINKE 2009, BAIERL mündl. Mittlg. 2009, You schriftl. Mittlg. 2017. Ab 2009 wurden nur die Jahre gleichzeitigen Monitorings in Düsseldorf und Kr. Mettmann berücksichtigt.

Wissenschaftl. Name	vor 79	79	80	81	82	83	84	85	87	89	93	97	08	09	10	13	17
<i>Aeshna affinis</i>														x	x		
<i>Anax parthenope</i>														x	x	X	X
<i>Ceriagrion tenellum</i>															x		X
<i>Coenagrion scitulum</i>																	X
<i>Crocothemis erythraea</i>															X	X	X
<i>Erythromma lindenii</i>											X	X		X	X	X	X
<i>Erythromma viridulum</i>								x	x			X		X	x	X	x
<i>Gomphus pulchellus</i>						x	x				x			x	X	x	X
<i>Lestes barbarus</i>															X		
<i>Lestes virens</i>												x				x	x
<i>Sympetrum fonscolombii</i>															x		X
Summe	11					1	1	1	1		2	3		5	9	6	9
davon bodenständig						0	0	0	0		1	2		2	3	3	7

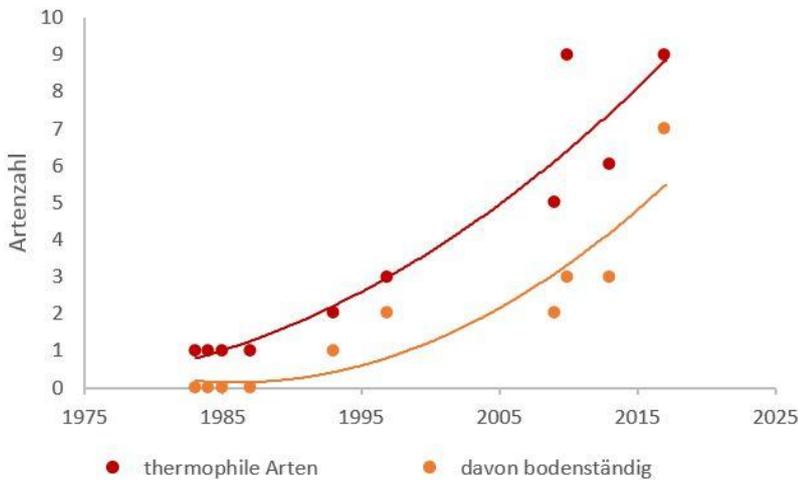


Abb. 5/5: Zahl thermophiler Libellenarten in den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf und Kreis Mettmann mit Trendlinie (polynomisch). Quellen älterer Nachweise vor 2009 siehe Tab. 5/5. Ab 2009 wurden nur die Jahre gleichzeitigen Monitorings in Düsseldorf und Kr. Mettmann berücksichtigt.

Neben der Klimaentwicklung sind weitere Faktoren zu berücksichtigen, die das Artenspektrum und die Abundanz von Libellen beeinflussen. So hat auch der Wasserstand des Baumberger Tümpels Auswirkungen auf das Vorkommen und die Häufigkeit der Arten. In früheren Jahren bis einschließlich 2012 waren oft niedrige Wasserstände mit entsprechend hohen Wassertemperaturen zu verzeichnen. Eine Austrocknung des Gewässers im Spätsommer kam

regelmäßig vor. Das Vorkommen verschiedener besonders Wärme liebenden Arten wurde durch die hohen Wassertemperaturen bei niedrigem Wasserstand möglicherweise begünstigt, andererseits wirkte eine Austrocknung sicher auch limitierend auf daran nicht angepasste Arten. In den Jahren seit 2013 war der Baumberger Tümpel ganzjährig mit Wasser bespannt. Die hohen Wasserstände stehen wahrscheinlich in ursächlichem Zusammenhang mit hydrologischen Renaturierungsmaßnahmen am Urdenbacher Altrhein, bei der durch einen Durchstich des Sommerdeiches der Garather Mühlenbach in die Aue geleitet wurde. Höhere Wasserstände bewirken bei Gewässern geringere Wassertemperaturen im Sommer, was sich wahrscheinlich auf das Vorkommen besonders thermophiler Arten eher ungünstig auswirkt. Für die geringen Artenzahlen an den Gewässern am Golfplatz ist wahrscheinlich ist eine der Ursachen in den Gehölzen am Ufer zu sehen, die durch starken Laubeintrag und dadurch verursachte Faulschlamm-Bildung sowie durch Beschattung die Lebensbedingungen in beiden Gewässern ungünstig beeinflussen.

Das **Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*** (Abb. 5/6) verlagert seine nördliche Arealgrenze bereits seit einigen Jahrzehnten in Richtung Norden (WILDERMUTH & MARTENS 2014, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016). *Erythromma viridulum* kam ursprünglich in großen Teilen Nordwesteuropas nicht vor, ist dort aber seit den 1980er bis 1990er Jahren nicht mehr selten (DIJKSTRA & LEWINGTON 2008). In Nordrhein-Westfalen wurde die Art erstmals 1877 nachgewiesen (KOLBE 1878). Seither hat sich *Erythromma viridulum* signifikant ausgebreitet. Die Hauptursache dieser Zunahme wird in der Erwärmung des Klimas gesehen (CONZE et al. 2010). Während *Erythromma viridulum* noch in den 1980er Jahren als stark gefährdet auf der Roten Liste stand (SCHMIDT & WOIKE 1986), wurde die Art aufgrund ihrer Zunahme in den darauffolgenden Jahrzehnten für Nordrhein-Westfalen als ungefährdet eingestuft (SCHMIDT & WOIKE 1999, CONZE & GRÖNHAGEN 2010). Das Vorkommen des Kleinen Granatauges am Baumberger Tümpel, das dort im Jahr 2009 einen recht großen Bestand mit Reproduktionsverhalten bildete (SCHMITZ et al. 2010) und dort im Jahr 2012 und in den Jahren von 2014 bis 2018 in schwankender Populationsgröße wiedergefunden werden konnte, ist bereits seit den 1980er Jahren bekannt (HINZ 1988). Die Ursache für das völlige Verschwinden der Art am Baumberger Tümpel in den Jahren 2010 und 2011 ist in den niedrigen Wasserständen in diesen Untersuchungsjahren zu suchen, die ein dichtes Zuwachsen mit Sumpf-



Abb. 5/6: Beim Kleinen Granatauge *Erythromma viridulum* ist seit einigen Jahrzehnten eine nordwärts gerichtete Arealerweiterung zu beobachten. Die Art flog 2018 auch am Baumberger Tümpel. Sie zeigt dort sehr schwankende Populationsgrößen und ist nicht in jedem Jahr zu beobachten. Die Wärme liebende Art konnte im Jahr 2009 erstmals für den Golfplatz Hubbelrath nachgewiesen werden, wo sie auch in etlichen Folgejahren wiedergefunden wurde. Foto: Tandem bei der Eiablage, Baumberger Tümpel, 17.09.2014, U. Schmitz.

den ersten Untersuchungsjahren war möglicherweise auf gestiegene Fischbestände in den Gewässern 1 und 2 (Rotfedern, Karpfen) zurückzuführen. Nach der Entfernung der Fische im Winter 2013 zeigte sich anschließend eine leichte Erholung des Bestandes, in den Jahren 2014 und 2017-2018 konnte die Art jedoch nicht nachgewiesen werden. Die rezente Einwanderung in das Gebiet des relativ hoch gelegenen und damit vergleichsweise kühlen Golfplatzes Hubbelrath ist im Hinblick auf klimabedingte Veränderungen besonders bemerkenswert.

Die **Frühe Heidelibelle** *Sympetrum fonscolombii* ist im Mittelmeerraum eine der häufigsten Großlibellenarten und breitet sich seit einigen Jahrzehnten zunehmend nach Mitteleuropa aus. Zur Mitte des zwanzigsten Jahrhunderts beschränkte sich die Reproduktion dieser Art in Deutschland noch auf den Bodenseeraum (SCHIEMENZ 1953). Seit den 1990er Jahren konnte eine deutliche nordwärts gerichtete Erweiterung des Areals beobachtet werden, die zumindest in Teilen durch den Klimawandel verursacht wurde, und die gegenwärtig noch andauert, wobei seit Beginn des 21. Jahrhunderts bereits Teile Skandi-naviens und des Baltikums besiedelt wurden (BOUDOT & KALKMAN, 2015). Die Art hat eine frühe Eiablage, einen schnellen Entwicklungszyklus mit zwei Generationen pro Jahr, und ihre Larven sind in gewissem Umfang in der Lage, ein Austrocknen des Entwicklungsgewässers zu tolerieren. Durch diese Fähigkeiten wird der mögliche negative Effekt des Klimawandels, dass durch verringerte sommerliche Niederschläge potenzielle Vermehrungsgewässer trockenfallen, größtenteils kompensiert (MENKE et al. 2009). Seit Mitte der 1990er Jahre gibt es auch in Nordrhein-Westfalen zahlreiche etablierte Vorkommen (LEMPERT 1997, KORDGES & KEIL 2000, BÖHM 2003, MENKE et al. 2009, MENKE et al. 2016). Die Frühe Heidelibelle wurde im Jahr 2016 erstmals am Baumberger Tümpel nachgewiesen. Im Jahr zuvor war sie bereits am benachbarten Urdenbacher Altrhein gefunden worden (SCHMITZ 2015a). Am Urdenbacher Altrhein, aber auch an

pflanzen zur Folge hatten, so dass die von dieser Art präferierten Habitatstrukturen mit Wasserlinsen- und Schwimmblattvegetation nicht vorhanden waren. Möglicherweise machte sich der Klimawandel am Baumberger Tümpel neben einer Temperaturerhöhung zusätzlich in Form von verringerten Sommerniederschlägen besonders deutlich bemerkbar, indem das Flachwasserbiotop im Sommer zunehmend austrocknete. Allerdings konnte die Art trotz ganzjährig hoher Wasserstände im Jahr 2013 dort ebenfalls nicht nachgewiesen werden. An den Gewässern des Golfplatzes Hubbelrath konnte das Kleine Granatauge nach dem Erstnachweis 2009 dort auch in den meisten Folgejahren wiedergefunden werden, ebenfalls mit schwankender Individuenzahl. Die Abnahme in

anderen Stellen der Stadt Düsseldorf sowie in Neuss wurde Fortpflanzungsverhalten beobachtet (BÖHM mündl. Mittlg., SCHMITZ 2015a, 2015b,).

Die **Kleine Binsenjungfer *Lestes virens*** ist eine Wärme liebende Art, deren Bestände in Mitteleuropa nach jahrzehntelanger rückläufiger Entwicklung (BELLMANN 2007) seit ca. 15-20 Jahren wieder eine gewisse Erholung und Ausbreitung zeigen (CONZE schriftl. Mittlg. 2013, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016). Dies war auch der Anlass sie in der aktuellen Roten Liste für NRW (CONZE et al. 2010) für das Tiefland als ungefährdet einzustufen, nachdem die Art in den beiden Vorgängerlisten (SCHMIDT & WOIKE 1986 und 1999) noch als stark gefährdet verzeichnet war. Auch bei der Neuauflage der Roten Liste Deutschlands wurde die Art von vormals stark gefährdet (OTT & PIPER 1998) auf ungefährdet herabgestuft (OTT et al. 2015). CONZE (schriftl. Mittlg. 2013) hält einen Zusammenhang mit dem Klimawandel für wahrscheinlich: „Obwohl die genaue Wirkungskette sicher weiter aufzuklären sind wird, halte ich die Art in der Tat für einen Klimagewinner. In NRW ist das aufgrund der Verzahnung von Flach- und Bergland im Übergang zwischen atlantischer und kontinentaler Region, aber vor allem durch die Klimabesonderheiten der Ballungsräume an Rhein und Ruhr, nicht so deutlich und einfach, aber gute alternative Erklärungen kenne ich zur Zeit nicht.“ Die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* wird daher in einer Übersicht über die Libellenfauna in NRW (CONZE 2011) in einer Aufzählung von Arten, die vom Klimawandel profitieren, aufgeführt, und auch BOUDOT & KALKMAN (2015) sowie MENKE et al. (2016) sehen die rezente Ausbreitung als eine wahrscheinliche Folge des Klimawandels. Beim im Jahr 2013 ebenfalls durchgeführten Klimafolgenmonitoring im Kreis Mettmann (SCHMITZ et al. 2014) konnte *Lestes virens* erstmals nach 15 Jahren (BRAUN 1997) wieder im Further Moor bei Langenfeld nachgewiesen werden, die Beobachtung konnte 2017 wiederholt werden (SCHMITZ et al. 2018). Der einzige weitere Nachweis von *Lestes virens* im Kreis Mettmann war bislang ein alter Fund in der Hildener Heide gewesen (LE ROI 1915 zitiert in IVÖR 1995). Einen weiteren Fund von *Lestes virens* in der Region konnte H. J. WAGNER in Neuss-Norf machen, wo er 2013 zwei Männchen an einem Artenschutzgewässer nachweisen konnte (BRAUN schriftl. Mittlg. 2014). Nachdem *Lestes virens* nach dem Nachweis 2013 am Baumberger Tümpel wieder verschwunden war, bleibt abzuwarten ob die Art dort in den nächsten Jahren wiederkehren wird.

Bei der **Südlichen Binsenjungfer *Lestes barbarus***, die 2010 erstmals im Untersuchungsgebiet des Baumberger Tümpels nachgewiesen wurde, und für die 2011 der Reproduktionsnachweis erbracht wurde, handelt es sich um eine thermophile Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt. Diese wanderfreudige Art hat ihr Areal in den letzten Jahrzehnten deutlich nach Norden ausgeweitet, insbesondere seit den 1990er Jahren (OTT 2006, DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, BOUDOT & KALKMAN 2015). *Lestes barbarus* gilt daher für den Bereich Mitteleuropas als Gewinner des Klimawandels (OTT 2008, MENKE & CONZE 2009). Die Art profitierte aber auch von der Anlage flacher, sich schnell erwärmender Artenschutzgewässer (MENKE et al. 2016). Während die Südliche Binsenjungfer bei OTT, J. & PIPER, W. (1998) noch als stark gefährdet auf der Roten Liste für Deutschland steht, wurde sie in NRW bei der Neuauflage der Roten Liste von stark gefährdet (SCHMIDT & WOIKE 1999) auf ungefährdet (CONZE & GRÖNHAGEN 2010) herabgestuft. Auf regionaler Ebene wurde die Art bereits an mehreren Stellen beobachtet. So gibt es in Ratingen (Kr. Mettmann) seit 1983 bodenständige Vorkommen von *Lestes barbarus*. Das Gewässer mit dem aktuellen Vorkommen ist seit mindestens 1997 besiedelt. Hin und wieder findet man Einzeltiere an verschiedenen Stellen im Kreis Mettmann. 2006 wurden in Erkrath-Unterfeldhaus schlüpfende Tiere gefunden (BAIERL schriftl. Mittlg. 2010). Nachdem die Art 2012 bis 2018 am Baumberger Tümpel nicht mehr

gefunden werden konnte, bleibt abzuwarten, ob in den nächsten Jahren wieder erneute Nachweise erfolgen werden.

Die **Südlichen Mosaikjungfer *Aeshna affinis*** (Abb. 5/3) ist eine ursprünglich im Mittelmeerraum beheimatete Libelle, die in besonderem Maße von der Erwärmung des Klimas mit einer nördlichen Ausweitung ihres Areals profitiert (MENKE et al. 2009, BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016). Die Art wurde zum ersten Mal am Baumberger Tümpel im Jahr 2009 nachgewiesen. Dabei handelte es sich um ein einzelnes Männchen, das sich mehrere Wochen im Untersuchungsgebiet aufhielt und ein festes Jagdrevier hatte. Der nächste Nachweis am Baumberger Tümpel folgte im besonders heißen Sommer 2018 mit ebenfalls einem einzelnen männlichen Tier. In der weiteren Umgebung des Untersuchungsgebietes wurde die Südliche Mosaikjungfer 2010 erstmals am Klingenberg See im Kreis Mettmann beobachtet (SCHMITZ et al. 2011). Am 28.06.2011 wurde ein Männchen der Art in der Urdenbacher Kämpe ca. 1,6 km vom Baumberger Tümpel entfernt an Artenschutzgewässern am Baumberger Graben nachgewiesen (KRAUSE schriftl. Mittlg. 2011). SONNENBURG & BÖHM (2009) berichten von einem Fund dreier Exemplare im Jahr 2006 in der Ohligser Heide bei Solingen. Auf eine künftige Einwanderung und Ausbreitung ist besonders in warmen Sommern zu achten.

Die ursprünglich im Mittelmeerraum beheimatete **Feuerlibelle *Crocothemis erythraea*** (Abb. 5/5) ist das Paradebeispiel einer Art, die als Folge der Klimaerwärmung ihr Areal nord- und ostwärts ausdehnt (OTT 2007, 2010, MENKE et al. 2009). Nach dem Erstrnachweis in Nordrhein-Westfalen im Jahr 1977 (FERWER 1989) häufte sich die Zahl der Nachweise insbesondere seit dem Beginn der 2000er Jahre, darunter etliche bodenständige Vorkommen. Die Art konnte 2018 erstmals am Baumberger Tümpel beobachtet werden, sie kommt bereits seit etlichen Jahren an mehreren Stellen im Düsseldorfer Stadtgebiet vor, wo sie sich zum Teil auch vermehrt (BAIERL mündl. Mittlg. 2009, BÖHM schriftl. Mittlg. 2010). Auch 2010 bis 2018



Abb. 5/7: Die Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* ist eine besonders Wärme liebende Art, die zwar noch nicht in den beiden Untersuchungsgebieten vorkommt, sie wurde jedoch bereits auf Düsseldorfer Gebiet und 2017 mit Bodenständigkeitsnachweis im Further Moor bei Langenfeld (Kreis Mettmann) gefunden. Foto: Frisch geschlüpftes Männchen, Further Moor 08.06.2017, U. Schmitz.

wurde diese Art an mehreren Stellen im Raum Düsseldorf (KRAUSE mündl. Mittlg. 2012, STEINHOFF et al. 2011) und im Kreis Mettmann beobachtet, unter anderem auch im Rahmen von Erhebungen für das Klimafolgenmonitoring des Kreises Mettmann im am Klingenberg See und im Further Moor (SCHMITZ et al. 2014, 2018). Die Ausbreitung dieser Art wird durch den Klimawandel gefördert (BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016), und eine weitere Zunahme dieser Art ist zu erwarten.

Die **Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum*** (Abb. 5/7) ist eine weitere thermophile Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt, bei der seit einigen Jahren eine nord- und ostwärts gerichtete Arealerweiterung zu beobachten ist, die auf Klimaände-

rungen zurückgeführt wird (z. B. DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, OTT 2008, 2010, CONZE et al. 2010, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016). Insbesondere seit Beginn des 21. Jahrhunderts ist eine zunehmende Zahl von Fundmeldungen auch in Deutschland zu verzeichnen (u. a. GREBE et al. 2006, HUNGER 2011, LINGENFELDER 2011, WEIHRAUCH et al. 2011, BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016). Im Jahr 2011 konnte die Gabel-Azurjungfer erstmals für das Stadtgebiet Düsseldorf nachgewiesen werden. Es handelte sich um einen Fund an Kleingewässern auf dem Gelände des Klärwerkes in Düsseldorf-Hamm ohne Reproduktionsnachweis (BÖHM mündl. Mittlg. 2011). Im Jahr 2017 wurde *Coenagrion scitulum* im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann erstmals im Further Moor bei Langenfeld nachgewiesen. Der Fund war gleichzeitig der Erstnachweis dieser Art für den Kreis Mettmann. Es handelte sich um ein frisch geschlüpftes Einzeltier, wodurch der Bodenständigkeitsnachweis erbracht wurde (SCHMITZ et al. 2018).

Bei der **Kleinen Königslibelle *Anax parthenope*** handelt es sich um eine thermophile Art des Schwarz- und Mittelmeerraumes, die ihr Areal seit einigen Jahrzehnten, insbesondere aber seit den 1990er Jahren, nordwärts ausdehnt (STERNBERG & BUCHWALD 2000, DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, MENKE & CONZE 2009, MENKE et al. 2009, WILDERMUTH & MARTENS 2014, BOUDOT & KALKMAN 2015). In Nordrhein-Westfalen wurde die Kleine Königslibelle zum ersten Mal im Jahr 1983 nachgewiesen (LEMPERT 1984), den ersten Vermehrungsnachweis für NRW erbrachte BÖHM (2003). Die Kleine Königslibelle wurde zwar noch nicht in den beiden Untersuchungsgebieten nachgewiesen, ist dort aber mittelfristig zu erwarten. Die Art schafft es bereits seit einigen Jahren, sich in Düsseldorf und dem Kreis Mettmann zu reproduzieren, (KORDGES 2006, BAIERL mündl. Mittlg. 2009, KRAUSE mündl. Mittlg. 2009, 2012, BÖHM schriftl. Mittlg. 2010, 2012). So existiert ein bodenständiges Vorkommen von *Anax parthenope* in der Nähe der Düsseldorfer Kläranlage (BAIERL mündl. Mittlg. 2009). Im Bereich des Unterbacher Sees und des Elbsees konnte in den Jahren 2009 und 2013 bis 2018 Reproduktionsverhalten beobachtet werden (KRAUSE mündl. Mittlg. 2010, 2012, KORDGES mündl. Mittlg. 2010, BÖHM schriftl. Mittlg. 2012, SCHMITZ eigene Beobachtung 2013-2018). Nach eigenen Beobachtungen war *Anax parthenope* in den Sommern 2013 bis 2018 sogar die häufigste Großlibelle am Unterbacher See. STEINHOFF et al. (2011) fanden die Art in den Jahren 2008-2010 bei Kartierungen des Südparks und des Botanischen Gartens Düsseldorf, davon im Jahr 2008 mit Reproduktionsverhalten. Am Klingenberg See im Kreis Mettmann konnte die Art 2009 erstmals als Gast nachgewiesen und in den Folgejahren mit Reproduktionsverhalten wiedergefunden werden (SCHMITZ et al. 2011, 2014, 2018). Die Kleine Königslibelle wurde auch schon im Rahmen des Libellenmonitorings am Urdenbacher Altrhein Düsseldorf in der Nähe des Baumberger Tümpels nachgewiesen (SCHMITZ 2015a).

Weitere Arten mit Ausbreitungstendenz, die im Raum Düsseldorf und Kreis Mettmann bodenständige Vorkommen etabliert haben, sind die **Pokal-Azurjungfer *Erythromma lindenii*** und die **Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus***. Diese ursprünglich süd- und westeuropäischen Arten haben ihr Areal seit Jahrzehnten nord- und ostwärts ausgedehnt (SUHLING & MÜLLER 1996, KUHN & BURBACH 1998, DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, WILDERMUTH & MARTENS 2014, LEHMANN & NÜSS 2015, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016). Und diese Arealerweiterung hält weiter an, so wurde *Gomphus pulchellus* im Jahr 2013 zum ersten Mal in Montenegro nachgewiesen (BUCZYŃSKI et al. 2013), im Jahr 2014 dann auch in Tschechien (ČERNÝ et al. 2014, VLAŠÁNEK et al. 2016) und 2017 folgte der Erstnachweis für Sachsen (BÖHME & BROCKHAUS 2017). Die Zunahme der Kiesgruben, die von manchen Autoren als Ursache der Arealausweitung angegeben wird (SUHLING & MÜLLER 1996, BELLMANN 2007), reicht bei beiden Arten als alleinige

Begründung vermutlich nicht aus, sondern wird wahrscheinlich durch die Erwärmung des Klimas begünstigt (KUHN & BURBACH 1998, STERNBERG & BUCHWALD 1999, 2000). Im Raum Düsseldorf und Kreis Mettmann besiedeln beide Arten vor allem Kiesgruben, so zum Beispiel den Klingenberg See bei Langenfeld (SCHMITZ et al. 2018). *Gomphus pulchellus* wurde 2011 und 2014 auch auf dem Gelände des Golfplatzes Hubbelrath außerhalb des Untersuchungsgebietes nachgewiesen (KRAUSE mündl. Mittlg. 2011, SCHMITZ eigene Beobachtung 2014).

Im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann konnte im Jahr 2017 im Further Moor bei Langenfeld eine größere Population der **Scharlachlibelle (=Späte Adonislibelle) *Ceragrion tenellum*** nachgewiesen werden. Die Art wurde dort an fünf Begehungsterminen mit jeweils bis zu zehn Individuen beobachtet, ein frisch geschlüpftes Exemplar erbrachte den Nachweis der Bodenständigkeit (SCHMITZ et al. 2018 Einzelne Sichtungen dieser Art hatte es im Further Moor auch schon im Jahr 2010 (YOU schriftl. Mittlg.) und 2016 (SCHULZE mündl. Mittlg.) gegeben. Ältere Fundangaben aus der Region des Untersuchungsgebietes für die Hildener Heide und Düsseldorf-Eller stammen vom Beginn des letzten Jahrhunderts (LE ROI 1915). Diese thermophile Libelle hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im westlichen Mittelmeerraum, das Areal erstreckt sich vom Maghreb über die Iberische Halbinsel, Italien, Frankreich und die Beneluxstaaten bis in den Nordwesten Deutschlands (BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015). Die Art kommt auch in der Westhälfte Nordrhein-Westfalens vor, wo sie Mooregebiete im Flachland bevorzugt (MENKE et al. 2016). Nachdem die Scharlachlibelle im zwanzigsten Jahrhundert zunächst Rückgänge durch Lebensraumzerstörung gezeigt hatte, war in den letzten Jahrzehnten sowohl eine Bestandserholung aufgrund von Naturschutzmaßnahmen als auch eine Arealerweiterung in Richtung Nordosten zu beobachten, die auf höhere Temperaturen durch den Klimawandel zurückgeführt wird (MÜLLER 2008, WILDERMUTH & MARTENS 2014, BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015). Die Larven gelten als empfindlich gegen Frost und Austrocknung der Brutgewässer (CLAUSNITZER et al. 2007).

Darüber hinaus konnte in Nordrhein-Westfalen bei einer Reihe weiterer thermophiler Arten eine Klimawandel bedingte Einwanderung und Zunahme verzeichnet werden (CONZE et al. 2010, MENKE et al. 2016). Diese Arten wie **Südlicher Blaupfeil *Orthetrum brunneum*** und **Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale*** wurden zum Teil auch schon für Düsseldorf und den benachbarten Kreis Mettmann nachgewiesen. Beim Südlichen Blaupfeil handelt es sich bislang um Einzelbeobachtungen bei sehr heißer Witterung, so am Brücker Bach in Düsseldorf-Wersten (BÖHM mündl. Mittlg.). Auch bei der Südlichen Heidelibelle handelt es sich bislang nur um wenige Einzelfunden. In einem Einzelfall konnte im Jahr 2003 ein frisch geschlüpftes Exemplar der Südlichen Heidelibelle *Sympetrum meridionale* im Bereich der Grube 7 (Kreis Mettmann) nachgewiesen werden (KORDGES schriftl. Mittlg. 2010), im Jahr 2009 wurde vom Autor ein einzelnes Männchen auf dem Golfplatz Hubbelrath in Düsseldorf gefunden, allerdings außerhalb des Untersuchungsgebietes des vorliegenden Klimafolgenmonitorings.

Gelegentlich sind Einflüge von Moosjungfern *Leucorrhinia*, die nicht als thermophil gelten, in der Region zu verzeichnen. Ein massiver Einflug von **Großer Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis*** und **Nordischer Moosjungfer *Leucorrhinia rubicunda***, wie er im Mai 2012 am Baumberger Tümpel zu beobachten war, konnte zur selben Zeit auch in anderen Teilen Deutschlands sowie in Belgien, den Niederlanden und Norditalien verzeichnet werden (BOUDOT & KALKMAN 2015). Für NRW berichtet CONZE (schriftl. Mittlg. 2012) von über 30 zeitgleichen Funden, wobei – im Gegensatz zum Baumberger Tümpel – zum Teil auch Weibchen und Paarungsräder beobachtet wurden. Die Herkunft der nachgewiesenen Tiere sowie die

Ursache ihrer Wanderbewegungen sind unklar, so dass auch klimatische Ursachen zurzeit weder erkennbar sind noch völlig ausgeschlossen werden können. OTT (2012) vermutet eine Herkunft der eingeflogenen Tiere aus dem Nordosten Deutschlands aufgrund der dortigen positiven Populationsentwicklung und günstiger Witterungsbedingungen. Der typische Lebensraum beider Arten sind eigentlich Moorgewässer (DIJKSTRA & LEWINGTON 2008). Grundsätzlich gelten Hochmoorarten allgemein überwiegend eher als Verlierer des Klimawandels. Die Große Moosjungfer steht als Art von gemeinschaftlichem Interesse sowohl auf Anhang II als auch auf Anhang IV der FFH-Richtlinie und ist damit eine der sehr wenigen FFH-Libellenarten in NRW. Interessant ist in dem Zusammenhang, dass die Große Moosjungfer im FFH-Artensteckbrief des LANUV als „besonders standorttreu“ beschrieben wird (LANUV 2012), größere Wanderbewegungen scheinen also keineswegs der Normalfall zu sein. Andererseits prognostizieren JAESCHKE et al. (2013), dass die Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* unter Berücksichtigung ihrer spezifischen Ausbreitungsstrategie durch den Klimawandel im Gegensatz zu anderen FFH-Libellenarten insgesamt an Areal gewinnen wird. Dies gilt jedoch nur für ganz Europa, während in Deutschland ein starker Arealverlust prognostiziert wird (JAESCHKE et al. 2014). In den Jahren nach dem Einflug 2012 konnten die Große und die Nordische Moosjungfer nicht mehr am Baumberger Tümpel nachgewiesen werden. 2013 gab es allerdings Funde der Nordischen Moosjungfer *Leucorrhinia rubicunda* und der Kleinen Moosjungfer *Leucorrhinia dubia* im Further Moor bei Langenfeld, Kreis Mettmann (SCHMITZ et al. 2014). In den Jahren 2016 und 2017 wurde die Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* im Further Moor gefunden, die Art zeigte dort im Jahr 2016 sogar Kopula und Eiablage.

Auf das Auftreten thermophiler südeuropäischer Arten ist in Zukunft weiterhin besonders zu achten. Libellenarten, die nach MENKE et al. (2009) stark negativ vom Klimawandel beeinflusst werden, wozu vor allem Moor- und Gebirgsarten zählen, kommen in den Untersuchungsgebieten des Düsseldorfer Klimafolgenmonitorings normalerweise nicht vor. Allerdings sind bisher noch unbekannte positive oder negative Effekte auf weitere bislang noch nicht als klimasensitiv identifizierte Libellenarten vorstellbar, die sich erst in Zukunft zeigen werden. So ist beispielsweise bei den landesweiten Bestandsrückgängen der Gefleckten Heidelibelle *Sympetrum flaveolum* die Ursache möglicherweise nicht nur in lokalen, sondern auch in überregionalen Faktoren zu suchen. Nach BEHRENS et al. (2009) und CONZE et al. (2011) werden 40 % der nordrhein-westfälischen Libellenarten positiv und 14 % negativ beeinflusst, während 32 % keine bislang erkennbare Beeinflussung zeigen und 14 % in ihrer Reaktion fraglich sind.

Nach der Prognose des Potsdam Instituts für Klimafolgenforschung werden die Niederschläge im Sommerhalbjahr in Zukunft weiter zurückgehen (PIK 2010, Abb. 1/7). Es ist damit zu rechnen, dass flache Gewässer daher in Zukunft häufiger und länger trockenfallen werden. Um den dadurch verursachten negativen Auswirkungen auf die Libellenfauna entgegen zu wirken, sollten als Lebensraum für Libellen geeignete Gewässer durch Schutz- und Renaturierungsmaßnahmen erhalten werden und neue naturnahe Gewässer angelegt werden.

Literatur

BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 4: Zusammenfassung. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 105 S.,
http://fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_4.pdf

- BELLMANN, H. (2007): Der Kosmos Libellenführer. Franckh-Kosmos (Stuttgart) 279 S.
- BÖHM, K. (2003): Erster Fortpflanzungsnachweis von *Anax parthenope* in Nordrhein-Westfalen (Odonata: Aeshnidae). *Libellula* 22: 31-34.
- BÖHME, F. & BROCKHAUS, T. (2017): Erstnachweis von *Gomphus pulchellus* in Sachsen (Odonata: Gomphidae). *Libellula* 36 (3/4): 159-161.
- BOUDOT, J. P. & KALKMAN, V. J. (eds.) (2015): Atlas of the European dragonflies and damselflies. KNNV Publishing, 381 pp.
- BRAUN, T. (1997): Effizienzuntersuchung anhand von Libellen in den NSG Further Moor / Langenfeld, Klingenberger Baggersee / Langenfeld, Oerkhaussee / Hilden sowie Stichprobenerfassung in der Urdenbacher Kämpe. Unveröffentlichter Praktikumsbericht, Biologische Station Urdenbacher Kämpe e. V., 79 S. + Anh.
- BROCKHAUS, T., H.J. ROLAND, T. BENKEN, K.J. CONZE, A. GÜNTHER, K.G. LEIPELT, M. LOHR, A. MARTENS, R. MAUERSBERGER, J. OTT, F. SUHLING, F. WEIHRACH & C. WILLIGALLA (Ed.) (2015): Atlas der Libellen Deutschlands. *Libellula Supplement* 14: 1-394.
- BUCZYŃSKI, P., ZAWAL, A., STĘPIEŃ, E., BUCZYŃSKA, E. & PEŠIĆ, V. (2013): *Gomphus pulchellus* Selys recorded on the eastern edge of its distribution area in Montenegro (Anisoptera: Gomphidae). *Odonatologica* 42: 293-300.
- ČERNÝ, M., WALDHAUSER, M. & VINTR, L. (2014): First documented record of *Gomphus pulchellus* in the Czech Republic (Odonata: Gomphidae). *Libellula* 33: 189-194.
- CONZE, K. J. (2011): Die Libellenfauna in Nordrhein-Westfalen – aktueller Stand und Aktivitäten des AK Libellen NRW. *Entomologie heute* 24: 287-295.
- CONZE, K. J. & GRÖNHAGEN, N. (2010): Rote Liste und Artenverzeichnis der Libellen – Odonata – in Nordrhein-Westfalen. ARBEITSKREIS LIBELLEN NRW unter Mitarbeit von BAIERL, E., BARKOW, A., BEHLE, L., MENKE, N., OLTHOFF, M., LISGES E., LOHR, M., SCHLÜPMANN, M. & SCHMIDT, E., 4. Fassung, LANUV NRW.
- CONZE, K. J., GRÖNHAGEN, N., LOHR, M. & MENKE, N. (2010): Trends in occurrence of thermophilous dragonfly species in North Rhine-Westphalia. In OTT, J. (Hrsg.): Monitoring climate change with dragonflies. Pensoft Publishers, Sofia, 286 S.
- CONZE, K. J., MENKE, N. & OLTHOFF, M. (2011): Libellen und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen. *Natur in NRW* 4/2011: 20-26.
- DIJKSTRA, K.D. & LEWINGTON, R. (2008): Libellen van Europa. Tirion Uitgevers BV, Baarn, 320 S.
- GREBE, B., HOFLAND, R. & RODENKIRCHEN, J. (2006): Neue Nachweise von *Coenagrion scitulum* in Nordrhein-Westfalen (Odonata: Coenagrionidae). *Libellula* 25:19-26.
- HASSALL, C. & THOMPSON, D.J. (2008): The effects of environmental warming on Odonata: a review. *International Journal of Odonatology*, 11, 131-153.

- HENF, M. (1994): Faunistisch-Floristische Arbeitsgemeinschaft Rheinland Niederberg e. V (Hrsg.). Bufo-Express 6 (Mettmann).
- HICKLING, R., ROY, D.B., HILL, J.K., FOX, R. & THOMAS, C.D. (2006): The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, 12: 450-455.
- HINZ, V. (1988): Biotopmanagementplan Naturschutzgebiet Urdenbacher Altrhein/Baumberger Aue, Kirberger Loch, Landschaftsschutzgebiete Urdenbacher Altrhein, Rheinufer und Monheimer Aue. Dipl.-Ing. H.-J. Karsch, Landschaft und Siedlung, Recklinghausen, im Auftrag der Unteren Landschaftsbehörde Kreis Mettmann, 160 S.
- HÜBNER, T. (1985): Das Naturschutzgebiet Further Moor: Flora, Vegetation, Schutzwürdigkeit und Pflege. Diplomarbeit an der mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Düsseldorf.
- HÜBNER, T. (1988): Zur Besiedlung neugeschaffener, kleiner Artenschutzgewässer durch Libellen. *Libellula* 7: 129-145.
- HÜBNER, T. & WOIKE, M. (1996): Libellen (Odonata). In: LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): Methoden für naturschutzrelevante Freilanduntersuchungen in Nordrhein-Westfalen.
- HUNGER, H. (2011): Wiederfund von *Coenagrion scitulum* in Baden-Württemberg nach fast 90 Jahren (Odonata: Coenagrionidae). *Libellula* 30: 43-50.
- IVÖR (1995): Dokumentation der Libellenfauna im Kreis Mettmann. Gutachten im Auftrag des Oberkreisdirektors als Untere Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann, 96 S. und Anhang.
- JAESCHKE, A., BITTNER, T., REINEKING, B., BEIERKUHNLEIN, C. (2013): Can they keep up with climate change? – Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modeling. *Insect Conservation and Diversity* 6: 93-103.
- JAESCHKE, A., REINEKING, B. & BEIERKUHNLEIN, C. (2014): Potenzielle Verbreitungsänderungen von Tierarten der FFH-Richtlinie im Klimawandel. In: BEIERKUHNLEIN, C., JENTSCH, A., REINEKING, B., SCHLUMPRECHT, H. & ELLWANGER, G.: Auswirkungen des Klimawandels auf Fauna, Flora und Lebensräume sowie Anpassungsstrategien des Naturschutzes. Ergebnisse des gleichnamigen F+E-Vorhabens, Bundesamt für Naturschutz. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 137: 71-211.
- KOLBE, H. (1878): Über die in der Umgebung von Münster gefundenen Libelluliden. *Jahresbericht des Westfälischen Provinzial-Vereins für Wissenschaft und Kunst* 6: 55-59.
- KORDGES, T. (2006): Reproduktionsnachweise der Frühen Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii* (Selys) aus Abgrabungsflächen des Niederbergischen Landes, Nordrhein-Westfalen (Anisoptera: Libellulidae). *Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Wuppertal* 59: 145-157.
- KORDGES, T. & P. KEIL (2000): Erstnachweis der Frühen Heidelibelle (*Sympetrum fonscolombii*) im Ruhrgebiet. *Dortmd. Beitr. Landeskd. naturwiss. Mitt.* 34: 17-121.
- KRAUSE, T. (2003) Tierarten auf dem Golfplatz Düsseldorf-Hubbelrath. Unveröffentlichtes Manuskript, 4 S., Düsseldorf.
- KUHN, K. & BURBACH, K. (1998): Libellen in Bayern. Ulmer (Stuttgart), 333 S.

- LE ROI (1915): Die Odonaten der Rheinprovinz. Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der Preussischen Rheinlande und Westfalens 72: 119-178.
- LANUV (2012): FFH-Arten in NRW, Libellen, Artensteckbrief der Großen Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* (Charp. 1825). <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/libellen/steckbrief/6852> (aufgerufen am 05.11.2012).
- LEHMANN, A. & NÜSS, J. H. (2015): Libellen. 6. Aufl., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hamburg), 200 S.
- LEMPERT, J., (1984): *Anax parthenope* SELYS im Braunkohlenrekultivierungsgebiet südlich von Köln. – Erstfund für Nordrhein-Westfalen. Libellula 3: 89-90.
- LEMPERT, J., (1997): Die Einwanderung von *Sympetrum fonscolombii* (Selys) nach Mitteleuropa im Jahre 1996 (Anisoptera: Libellulidae). Libellula 16 (3/4): 143-168
- LE ROI, O. (1915): Die Odonaten der Rheinprovinz. Verh. d. Naturh. Ver. Preuß. Rheinl. Westf. 72: 119-178.
- LINGENFELDER, U. (2011): *Coenagrion scitulum* im südwestdeutschen Raum – eine aktuelle Übersicht (Odonata: Coenagrionidae). Libellula 30: 51-64.
- LINKE, T. J. (2009): Erfassung der Libellenfauna an ausgewählten Gewässern der Urdenbacher Kämme 2008. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Haus Bürgel Stadt Düsseldorf Kreis Mettmann e.V.
- LÖBF (1999): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 3. Fassung. LÖBF Schriftenreihe Band 17, 641 Seiten, Karte.
- MENKE, N. & CONZE, K.-J. (2009): Libellen. In: BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 288 S.
http://fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_1.pdf
- MENKE, N., CONZE, K.-J. & OLTHOFF, M. (2009): Wirkprognose Libellen. In: BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 2: zweiter Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Wirkprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 364 S.
http://fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_2.pdf
- MENKE, N., C. GÖCKING, N. GRÖNHAGEN, R. JOEST, M. LOHR, M. OLTHOFF & K.-J. CONZE unter Mitarbeit von ARTMEYER, C., U. HAESE & S. HENNIGS (2016): Die Libellen Nordrhein-Westfalens. LWL-Museum für Naturkunde, Münster, 448 S.
- MÜLLER, J. (2008): Libellen mediterraner Verbreitung zunehmend als neue Faunenelemente in Sachsen-Anhalt. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 45: 13-22.

- OTT, J. (2006): Die Südliche Binsenjungfer – *Lestes barbarus* (FABRICIUS, 1798) – erobert den Pfälzerwald (Insecta: Odonata: Lestidae). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz 10 (4): 1315-1321.
- OTT, J. (2007): The expansion of *Crocothemis erythraea* (Brulle, 1832) in Germany – an indicator for climatic changes. In: TYAGI, B.K. (Ed.): Odonata: Biology of Dragonflies. Jodhpur, Scientific Pub.: 201-222.
- OTT, J. (2008): Libellen als Indikatoren der Klimaänderung – Ergebnisse aus Deutschland und Konsequenzen für den Naturschutz. Insecta – Zeitschrift für Entomologie und Naturschutz 11: 75-89.
- OTT, J. (2010): Dragonflies and climatic change – recent trends in Germany and Europe. In OTT, J. (Hrsg.): Monitoring climate change with dragonflies. Pensoft Publishers, Sofia, 286 S.
- OTT, J. (2012): Zum starken Auftreten der Großen Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* (CHARPENTIER, 1825) im Jahr 2012 in Rheinland-Pfalz nebst Bemerkungen zu *Leucorrhinia rubicunda* (L.) (Insecta: Odonata). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12: 571-590.
- OTT, J. & PIPER, W. (1998): Rote Liste der Libellen (Odonata). In: BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTKE H. & PRETSCHER, P.: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 260-263.
- OTT, J., CONZE, K. J., GÜNTHER, A., LOHR, M., MAUERSBERGER, R., ROLAND, H. J. & SUHLING, F. (2015): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortlichkeit, dritte Fassung, Stand Anfang 2012 (Odonata). Libellula Supplement 14: 395-422.
- PIK (Potsdam Institut für Klimafolgenforschung) (2010): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete: Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf. <http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/Duesseldorf.html> (aufgerufen am 07.11.2012).
- SCHANOWSKI, A. (2013): Auswirkungen des Klimawandels auf die Insektenfauna. Forschungsbericht Klimopass. LUBW, Karlsruhe, Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/91063> (aufgerufen am 19.01.2015).
- SCHIEMENZ, H. (1953): Die Libellen unserer Heimat. Urania-Verlag (Jena), 154 S.
- SCHMIDT, E. & WOIKE, M. (1986): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Libellen (Odonata), Stand 01.10.1986. Schriftenreihe der LÖLF 4: 199-204.
- SCHMIDT, E. & WOIKE, M. (1999): Rote Liste der gefährdeten Libellen (Odonata) in Nordrhein-Westfalen, (Stand 01.10.1998). In: LÖBF/LAFAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung. LÖBF-Schriftenreihe 17: 507-521.
- SCHMITZ, M. (1991): Faunistisch-ökologischer Fachbeitrag zum Biotopmanagement am südlichen Niederrhein bei Düsseldorf – zur gegenwärtigen faunistischen Situation der Flussniederung des Rheins. Diplomarbeit Universität-Gesamthochschule Paderborn, Abt. Höxter, Studiengang Landespflege, Fachgebiet Tierökologie.
- SCHMITZ, U. (2015a): Libellenmonitoring im Altrheingebiet bei Düsseldorf-Urdenbach 2015. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Haus Bürgel, Düsseldorf, 13 S.

- SCHMITZ, U. (2015b): Artenschutzprüfung für Plangebiet Neuss-Morgensternsheide, Holzbüttgener Straße. Gutachten im Auftrag des Amtes für Umwelt und Stadtgrün Neuss, 20 S. + 2 S. Anhang.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & LEISTEN, A. (2010): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2009 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2011): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 134 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2014): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, H., & BUSCH, J. (2018): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann.
- SIEDLE, K. (1992): Libellen. Eignung und Methoden. In TRAUTNER J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Ökologie in Forschung und Anwendung 5: 97-110. BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991, Verlag J. Margraf, Weikersheim.
- STEINHOFF, P., EIKLENBORG, F. & HASSEL, C. (2011): Libellen – Buga und Botanischer Garten Düsseldorf – Jahresbericht 2010. Unveröffentlichtes Manuskript, Düsseldorf, 4 S.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (1999): Die Libellen Baden-Württembergs. Bd. 1, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer, Stuttgart, 468 S.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs. Bd. 2, Großlibellen (Anisoptera). Ulmer, Stuttgart, 468 S.
- SUHLING, F. & MÜLLER, O. (1996): Die Flussjungfern Europas. Die Neue Brehm Bücherei Bd. 628, Westarp-Wissenschaften (Magdeburg), 237 S.
- VERBÜCHELN, G. & WITTIG, R. (1987): Biotopmanagementplan Urdenbacher Kämpe. 59 S. und Anh.
- VLAŠÁNEK, P., KOLÁR, V. & TÁIKOVÁ, P. (2016): New records of *Gomphus pulchellus* on the eastern edge of its range in the Czech Republic (Odonata: Gomphidae). Libellula 35: 93-98.
- WEBER, G. & PASTORS, J. (1987): Untersuchungen zur Herpetofauna und Libellenfauna von Naturschutzgebieten im Kreis Mettmann. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des Oberkreisdirektors als Untere Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann.

WEIHRAUCH, F., KARLE-FENDT, A., KRACH, J.E., LOHR, M. & SEIDENBUSCH, R. (2011): *Coenagrion scitulum* in Bayern: Richtigstellung und Statusbericht (Odonata: Coenagrionidae). *Libellula* 30: 33-42

WILDERMUTH, H. & MARTENS, A. (2014): Taschenlexikon der Libellen Europas. Quelle und Meyer (Wiebelsheim), 824 S.

6 Schmetterlinge

Ludger Wirooms

Einleitung

Schmetterlinge als mobile Tiergruppe reagieren auf Umweltveränderungen mit Arealveränderungen und Biotopwechsel und eignen sich deshalb in besonderer Weise für das Monitoring des Klimawandels. Die hohe Artenzahl, ein erheblicher Anteil von empfindlichen Biotopspezialisten und der vergleichsweise gute Bekanntheitsgrad der Tag- und Nachtfalter sind weitere Kennzeichen einer guten Zeigerorganismengruppe. Die Schmetterlingsfauna wird im Rahmen des vorliegenden Programms in verschiedenen Landschaftsräumen und klimatischen Einheiten bzw. Höhenstufen untersucht. Dabei wird einerseits ein wärmegetöntes Gebiet in der Rheinebene (Eller Forst), zum anderen ein niederschlagsreicheres, kühleres Gebiet am Rande des Bergischen Landes (Golfplatz Hubbelrath) untersucht.

Für diese Gebiete ist im Rahmen des Klimafolgenmonitorings eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen. Ausgesucht wurden die Gebiete neben der klimatischen Einstufung vor allem anhand ihrer – soweit absehbar – in überschaubarem Zeitrahmen stabilen Nutzung. Drittes Kriterium waren bereits vorhandene Daten über die Faunenzusammensetzung. Näheres zur Konzeption und Auswahl der Probeflächen siehe bei SCHMITZ et al. (2009). Alle ausgewählten Gebiete sollen im Rahmen des Klimafolgenmonitorings in jährlichem Turnus untersucht werden. Vergleichbare Untersuchungen zum Klimafolgenmonitoring in Düsseldorf werden auch im Kreis Mettmann durchgeführt (SCHMITZ et al. 2010, 2011, 2014).

Untersuchungsgebiete

Eller Forst

Das NSG Eller Forst ist mit seinen etwa 95 Hektar Fläche das älteste Naturschutzgebiet Düsseldorfs. Besonders interessant ist das Gebiet durch die Vielseitigkeit alter Waldbestände und freier Feuchtwiesenflächen, Hecken, Erlenbruchwald und die klimatisch milde Lage in der Nähe der Wasserflächen des Unterbacher Sees. Naturräumlich zählt das Gebiet zur Niederrheinischen Bucht (Naturraum II, vgl. DUDLER et al. 1999).

Das Kernuntersuchungsgebiet umfasst nur Teile des NSG Eller Forstes sowie einige nicht zum NSG gehörende Randbereiche mit insgesamt ca. 30 ha. Fläche (Abb. 6/1). Neben zwei weitgehend mesophilen Extensivwiesen und einer

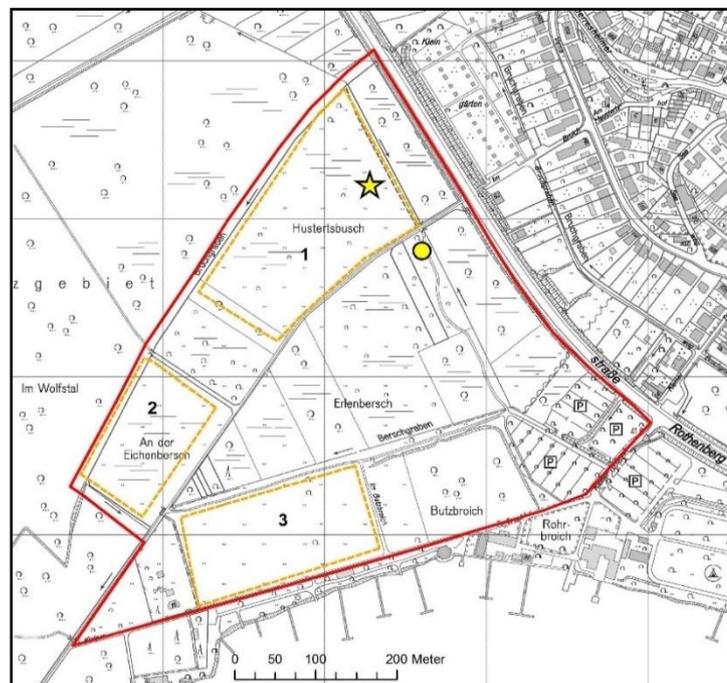


Abb. 6/1: Untersuchungsgebiet Eller Forst. Rot: Grenze des Untersuchungsgebietes, Gelber Stern: Leuchtturmstandort, Gelber Kreis: Lichtfallenstandort, Gelbe Linie mit schwarzer Zahl: Wiese 1, 2 und 3.

Feuchtwiesenbrache gehören vor allem Feuchtwälder zum Untersuchungsgebiet. Der Baumbestand wird dominiert von Pyramidenpappeln, diversen Weidenarten sowie Eschen und Erlen, beinhaltet aber in den trockeneren Bereichen auch Eichen, Hainbuchen, Ahornarten, Linden, Espen sowie allerlei Laubsträucher wie Schlehe, Weißdorn, Faulbaum, Holunder, Pfaffenhütchen, Kreuzdorn und Hartriegel. Bezüglich der aktuellen Nutzung/Pflege ist anzumerken, dass Wiese 1 brach lag und Wiese 2 mindestens einmal im Sommer gemäht worden ist. Die westliche Hälfte von Wiese 3 wurde 2018 ebenfalls mindestens einmal gemäht; die meist brach liegende östliche Hälfte wurde diesen Sommer auch einmal gemäht.

Golfplatz Hubbelrath

Das Untersuchungsgebiet, der Westplatz der Golfanlage Hubbelrath, liegt im Osten der Stadt Düsseldorf inmitten der Kulturlandschaft der Mettmanner Lösshochfläche (Abb. 6/2). Hier findet sich mit dem bewaldeten Sandberg (ca. 170 m NN) der höchste Geländepunkt der Stadt Düsseldorf. Das Untersuchungsgebiet zählt naturräumlich zum Bergischen Land (Naturraum VIa, vgl. DUDLER et al. 1999).

Der flächenmäßig dominierende Biotoptyp sind Parkrasen, daneben gibt es allerlei unterschiedliche Gehölzanpflanzungen sowie einige Teiche und einen Bach, Röhrichte, diverse feuchte Staudenfluren sowie kleinere bruchwaldartige Gehölze, darunter auch ein größeres Pappelgehölz. Einige wenige kleinere Offenlandflächen werden nicht oder nur selten gemäht und haben entsprechend wiesenartigen Charakter. Im Jahr 2014 wurde am Nordwestrand des Golfplatzes eine Magerwiese mit Trockenmauer angelegt, indem dort ein kleiner Hang mit nährstoffarmem Substrat terrassenförmig gestaltet und regionales Saatgut eingebracht wurde.

Näheres zur Flora des Gebietes findet sich bei SCHMITZ (2015).

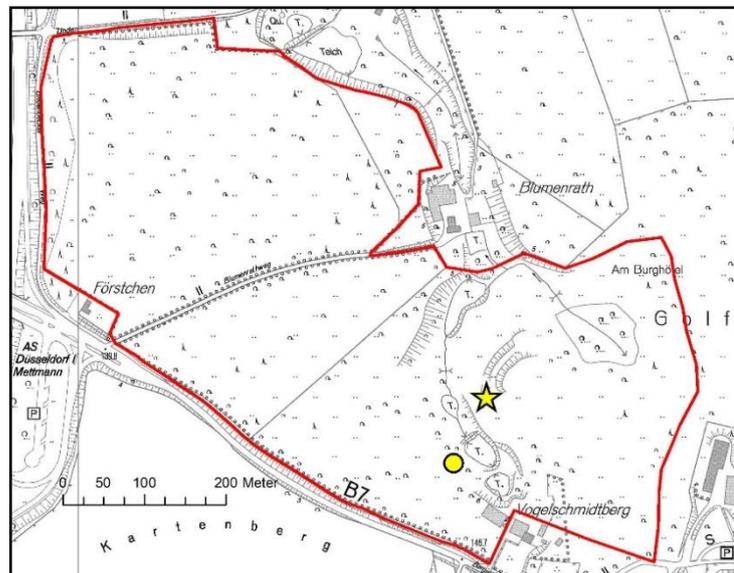


Abb. 6/2: Untersuchungsgebiet Hubbelrath. Rot: Grenze Untersuchungsgebiet, Gelber Stern: Leuchtturmstandort, Gelber Kreis: Lichtfallenstandort.

Methoden

Die Nomenklatur folgt KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), die Rote-Liste entspricht SCHUMACHER et al. (2011).

Tagfalterkartierung

Die Kartierung der **Tagfalter** (und zeitgleich auch der tagaktiven Nachtfalter) erfolgte durch systematisches Ablaufen geeignet erscheinender Teilbereiche der Kernuntersuchungsgebiete, insbesondere blütenreicher Wiesen, Brachen sowie sonniger Waldsäume, und Zählung aller dabei gesichteten Falterindividuen. Die Suche erfolgte erfolgsorientiert, das heißt, dass vor allem dort kartiert wurde, wo sich gerade viele Falter aufhielten. Dies hing im Wesentlichen von der Tageszeit bzw. der aktuellen Beschattung oder Besonnung ab, aber auch davon, welche beliebten Nektarpflanzen gerade blühten. Eine klassische Liniertaxierung, wie sie z. B. beim Projekt Tagfaltermonitoring durchgeführt wird, wäre unter den gegeb-

nen Umständen, also Wald- bzw. Parkbiotope mit starker, tageszeitabhängiger Beschattung der Säume und Offenflächen und insgesamt nur geringem Blütenpflanzenangebot, wenig erfolgreich gewesen. Für die Kartierung wurden nach Möglichkeit Tage ausgewählt, an denen die Witterungsbedingungen eine hohe Tagfalteraktivität erwarten ließen – also warme Temperaturen $>17\text{ °C}$, sonniges bis höchstens wechselnd wolkiges Wetter und möglichst wenig Wind (vgl. HERMANN 1992).

Die Artbestimmung erfolgte vor Ort mittels geeigneter Bestimmungsliteratur, wie z.B. SETTELE et al (2009). Teilweise mussten die Tiere dazu kurzfristig mit einem Kescher eingefangen werden.

Es wurden sowohl bei der eigentlichen Tagfalterkartierung als auch bei anderen tagsüber angewandten Methoden stets alle, auch mehr oder weniger zufällig gesichteten und bestimmbaren Falterindividuen gezählt. Dies erlaubt somit zwar eine ziemlich vollständige Erfassung, kann allerdings auch dazu führen, dass einzelne Individuen doppelt gezählt werden. Die ermittelten Zahlen stellen allerdings ohnehin nur Aktivitätsabundanzen im Gebiet dar und keine absoluten Individuendichten.

Lichtfang

Die gängige Methode zur Kartierung von Nachtfaltern ist der Lichtfang. Durch diese Methode lässt sich der Großteil der heimischen Nachtfalterarten gut nachweisen. Dabei macht man sich die Tatsache zunutze, dass die Tiere nachts helle Lichtquellen anfliegen und lockt sie mit entsprechenden Apparaturen an.

Persönlicher Lichtfang mittels Leuchtturm

Ein sogenannter "Leuchtturm" ist eine mit einem GazeNetz umspannte Apparatur, die im konkreten Fall mit einer 160 W Mischlichtbirne, einer 18 W Schwarzlichtröhre und einer 30 W superaktinischen Röhre bestückt war. Dieser Leuchtturm wurde an den jeweiligen Fangterminen abends aufgebaut und von Beginn der Dämmerung an mehrere Stunden lang bis in die Nacht hinein mit einem Generator betrieben, und zwar jeweils an dem Standort, an dem auch in den Vorjahren hauptsächlich mit einem Leuchtturm gefangen worden war (Abb. 6/1 und 6/2). Allerdings musste der Standort in Hubbelrath bei den zwei Terminen im Sommer um etwa 10 m verschoben werden, da am Abschlag von Bahn 2 neuer Rasen eingesät worden war. Durch die starken Lichtquellen wurden die in der näheren und weiteren Umgebung fliegenden Falter angelockt und konnten am Leuchtturm per Hand mit geeigneten Gefäßen (Filmdöschen, Gläsern etc.) eingefangen werden. Die Falter wurden am nächsten Tag überwiegend lebend bestimmt, gezählt und anschließend wieder freigelassen. Von vielen schwieriger zu bestimmenden Arten wurden jedoch auch Belegexemplare behalten, die zum Teil zum Zweck der Artbestimmung dann auch einer Genitalpräparation unterzogen werden mussten.

Lichtfallen

Parallel zum Leuchtturmfang wurde immer noch eine Lichtfalle betrieben. Dabei handelte es sich um eine batteriebetriebene, mit einer 8 W Schwarzlichtröhre bestückte Lebendlichtfalle vom Minnesota-Typ. Diese wurde vor Beginn der Abenddämmerung aufgebaut und nach Beendigung des Leuchtturmfanges wieder abgebaut. Während dieses Zeitraums wurden die in ihrer Umgebung fliegenden Falter vom Licht angelockt und gerieten dabei automatisch in den an der Falle befestigten Fangsack. Die Bestimmung erfolgte dann am nächsten Tag.

Die Falle wurde außer Sichtweite des Leuchtturmes aufgebaut um eine gegenseitige Beeinflussung der Anlockwirkung zu vermeiden und auch in einem anderen Biotoptyp, um lokal vorkommende biotopreue Arten noch besser erfassen zu können. Ein weiterer Vorteil dieser Methode ist, dass sich damit auch Arten nachweisen lassen, welche die hellen Lichtquellen des Leuchtturms eher meiden.

Der Lichtfallenstandort am Eller Forst war identisch mit dem von 2014, 2015, 2016 und 2017; der entsprechende Standort in Hubbelrath lag wieder dort, wo er bei den letzten Lichtfängen 2015, 2016 und 2017 gelegen hatte (Abb. 6/1 und 6/2).

Köderfang

Manche Nachfalterarten, wie z. B. die Ordensbänder (=Gattung *Catocala*), fliegen zwar durchaus bestimmte Lichtquellen an, werden aber mittels der üblichen Lichtfangmethoden kaum nachgewiesen, weil sie zu scheu sind oder sich bereits in weiterer Entfernung vom Licht niederlassen. Viele dieser Arten lassen sich aber gut an Nahrungsködern nachweisen, wobei man sich zunutze macht, dass sie zur Nahrungsaufnahme stark riechende, gärende süße Substanzen anfliegen. Ein solcher Köder ist für einige Arten sogar die einzige adäquate Nachweismethode und dient darüber hinaus auch zur Ergänzung des Artenspektrums, da manche Arten damit effektiver nachgewiesen werden können als mittels Lichtfang. Der Köderfang wurde stets parallel zum Lichtfang betrieben, aber nur zu solchen Jahreszeiten, in denen die Falter häufiger den Köder anfliegen. Hierzu wurde eine halbe Stunde vor Sonnenuntergang eine gärende Dunkelbier-Honigmischung auf Baumstämme aufgetragen sowie einige Köderschnüre mit Rotweinzucker-Köder an Büsche gehängt. Die Köderstellen wurden ab Beginn der Dämmerung ca. halbstündlich bis zum Ende des Leuchtturmfangs kontrolliert und die daran saugenden Nachfalter gefangen und protokolliert. Sie befanden sich im Umfeld des jeweiligen Leuchtturmstandortes.

Suche von Entwicklungsstadien (= Eier, Raupen und Puppen) von Schmetterlingen

Viele Tag- und Nachfalter lassen sich über die Suche ihrer Entwicklungsstadien: (= Ei, Raupe und Puppe) gut und zum Teil sogar besser nachweisen als durch die üblichen Methoden zur Kartierung ihrer Imagines. Aus diesem Grunde wurde im Rahmen dieser Untersuchungen auch sehr intensiv gezielt nach Entwicklungsstadien gesucht. Die wichtigsten Methoden dabei waren das so genannte "Raupenklopfen" und die gezielte optische Suche.

Klopfen

Viele an Bäumen und Sträuchern sowie an Hochstauden lebende Raupenarten lassen sich gut durch Klopfen nachweisen. Das Klopfen erfolgt derart, dass an einer definierten Stelle mit einem Knüppel harte Schläge auf die zu beklopfende Pflanze durchgeführt werden, wodurch die daran sitzenden Raupen in einen darunter gehaltenen Klopfschirm (45 x 60 cm großer, mit Baumwollstoff bespannter Rahmen) fallen. Die Methode wurde im Untersuchungsgebiet hauptsächlich an Bäumen und Sträuchern, aber auch an ausgewählten Hochstauden und höherwüchsigen Pflanzen angewandt. Teilweise wurde das Klopfsubstrat, also der Inhalt des Klopfschirms wie Blütenblätter, Blätter, Kätzchen etc., mit nachhause genommen und aufbewahrt, um auch zum Klopfzeitpunkt noch winzige, in der aktuellen Größe kaum zu entdeckende Raupen später noch nachweisen zu können.

Um die Untersuchungsintensität grob zu dokumentieren wurde die Zahl der einzelnen Klopfschläge jeweils notiert: im Untersuchungsgebiet Eller Forst waren es insgesamt 2673, in Hubbelrath 2784.

Optische Suche

Die optische Suche fand ebenfalls nur an solchen Pflanzen statt, an denen zum aktuellen Kartierzeitpunkt mit bestimmten daran lebenden Schmetterlingsarten gerechnet werden konnte, wobei vorzugsweise solche Arten gesucht wurden, deren Falter gemeinhin selten oder gar nicht nachgewiesen werden. Je nach gesuchter Art wurden nicht nur Blätter der jeweiligen Pflanze betrachtet, sondern auch Blüten und Früch-

te, und manchmal wurden auch Stängel oder Früchte geöffnet, um endophage Raupen nachzuweisen. In geringerem Umfang fand die optische Suche auch nachts parallel zum Leuchtturmfang in dessen unmittelbarer Umgebung statt (= "Raupenleuchten").

Für den Zeitpunkt und die Anzahl der Klopfproben war ebenso wie für die Intensität der optischen Suche entscheidend, wie viele und welche Raupenarten sich an der jeweiligen Pflanze entwickeln können und wann sie daran vorkommen. Vielfach wurde diese gezielte Suche nach einer Art beendet, wenn ein positiver Entwicklungsnachweis, also Ei-, Raupen- oder Puppenfund, getätigt worden war.

Raupen wurden nach Möglichkeit vor Ort bestimmt und wieder freigelassen, doch mussten wegen der schweren Bestimmbarkeit viele Raupen gezüchtet werden, und zwar je nach Bestimmbarkeit bis zu einem größeren, artgenau ansprechbaren Raupenstadium oder bis zur Puppe oder zum Falter.

Erfassungstermine

Es erfolgten pro Untersuchungsgebiet drei Leuchtturmfänge mit parallelem Lichtfallenfang. Köderfang erfolgte nur an den Terminen im April und August. Ferner gab es pro Gebiet wieder insgesamt 4 Tagesbegehungen. Dabei handelte es sich insgesamt um neun Kartiertage (Tab. 6/1).

Der Großteil der Nachfalter fliegt in den Sommermonaten. Es gibt unter ihnen aber auch Frühjahrs- und Herbstarten und sogar solche, die mitten im Winter fliegen. Die Flugzeit der meisten Arten ist relativ kurz und beträgt allenfalls einige Wochen – bei vielen Arten sogar nur etwa zwei Wochen. Um die einzelnen jahreszeitlichen Aspekte einer Nachfalterzönose einigermaßen abdecken und ein Gebiet naturschutzfachlich bewerten zu können, setzt MEIER (1992) 5-6 Lichtfangtermine als Mindeststandard an.

Die Zusammenlegung auf möglichst wenige Ortstermine erfolgte vor allem aus Gründen der Wirtschaftlichkeit, Effizienz und Umweltfreundlichkeit, um die Häufigkeit der mit dem PKW durchzuführenden weiten Anreise (ca. 100 km für eine Strecke) zu minimieren. Bei der Wahl der Kartiertermine wurde versucht, diese Termine möglichst so zu legen, dass auch zwischen beiden Gebieten eine gewisse Vergleichbarkeit der Ergebnisse möglich ist. Die geringe Anzahl von Lichtfangterminen in dieser Untersuchung wird dabei hinsichtlich der Vollständigkeit des zu erfassenden Artenspektrums durch die intensiven Erfassungen von Entwicklungsstadien wieder kompensiert. Ein Vorteil der Suche von Entwicklungsstadien gegenüber dem Lichtfangnachweis ist dabei der Bodenständigkeitsnachweis, also der Nachweis, dass es sich bei dem Artnachweis nicht nur um einen zufällig durchs Gebiet durchfliegenden Falter gehandelt hat, sondern um eine Art, die sich dort auch entwickeln kann.

Tab. 6/1: Kartiertermine der Schmetterlingserfassungen 2018.

Datum	Untersuchungsgebiet	Methoden
06.04.2018	Hubbelrath	vierteltägiges Raupenklopfen und optische Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung und anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
07.04.2018	Eller Forst	vierteltägiges Raupenklopfen und optische Suche von Entwicklungsstadien sowie Tagfalterkartierung und anschließend Leuchtturm-, Lichtfallen- und Köderfang
22.04.2018	Eller Forst	ganztägiges Raupenklopfen, optische Suche von Entwicklungsstadien und Tagfalterkartierung
28.04.2018	Hubbelrath	ganztägiges Raupenklopfen, optische Suche von Entwicklungsstadien und Tagfalterkartierung

Datum	Untersuchungsgebiet	Methoden
20.06.2018	Eller Forst	vierteltägige Tagfalterkartierung sowie optische Suche von Entwicklungsstadien, anschließend Leuchtturm- und Lichtfallenfang
29.06.2018	Hubbelrath	vierteltägige Tagfalterkartierung sowie optische Suche von Entwicklungsstadien, anschließend Leuchtturm- und Lichtfallenfang
03.08.2018	Eller Forst	kurze optische Suche von Entwicklungsstadien, anschließend Leuchtturm- und Lichtfallenfang mit parallelem Köderfang
07.08.2018	Hubbelrath	kurze optische Suche von Entwicklungsstadien, anschließend Leuchtturm- und Lichtfallenfang mit parallelem Köderfang
31.08.2018	Hubbelrath/Eller Forst	pro Gebiet halbtägige Tagfalterkartierung sowie Raupenklopfen und optische Suche von Entwicklungsstadien

Ergebnisse

Eller Forst

In der Saison 2018 wurden im Eller Forst 157 Großschmetterlingsarten erfasst sowie vier Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei mindestens 158 bis maximal 161 liegen würde (Tab. 6/2). Damit liegt die Artenzahl wieder in etwa auf dem Niveau der Vorjahre (2009: 156 Großschmetterlingsarten, 2010: 166, 2011: 156, 2012: 157, 2013: 166, 2014: 164, 2015: 159, 2016: 131, 2017: 158). Die Gruppe der Tagfalter war mit 14 Arten vertreten (Vorjahre: 19/14/17/8/16/16/11/13/18) (vgl. DAHL 2009-2014 und WIROOKS 2015-2018).

Es handelte sich bei den nachgewiesenen Schmetterlingen um 935 Falterindividuen und 253 einzelne Raupen, sechs einzelne Eier, eine einzelne Eihülle sowie zwei Eigelege mit Eihüllen.

Die ergiebigste Methode stellte der Leuchtturmfang dar mit 641 Faltern aus 102 Arten. Der Lichtfallenfang erbrachte 114 Falter aus 42 Arten und der Köderfang 28 Falter aus 13 Arten. Durch optische Beobachtung bei Tag (und bei Nacht) konnten weitere 152 Falter aus 19 Arten nachgewiesen werden. Die Suche nach Entwicklungsstadien ergab eine Ausbeute von 50 Arten und vier Artaggregaten. Immerhin konnten durch diese Methode 39 Arten und vier Artaggregate erfasst werden, die mit den Faltererfassungsmethoden 2018 nicht nachgewiesen werden konnten.

Im Vergleich zu den Erfassungen der Vorjahre konnten noch sieben für das Gebiet neue Arten nachgewiesen werden. Damit erhöht sich die Zahl der dort insgesamt nachgewiesenen Arten auf 338 zuzüglich 14 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei 339 bis 345 liegen würde.¹

¹ Eventuelle Abweichungen der genannten Zahlen von den in den alten Berichten genannten Zahlen basieren darauf, dass bei diesen teilweise die Artaggregate anders berücksichtigt wurden sowie auf nachträglichen Korrekturen von Fehlbestimmungen und sonstigen Fehlern.

Tab. 6/2: Ergebnisse der Schmetterlingserfassungen im Eller Forst 2018. Nr. K&R = Nummer nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), R = Raupen und andere Entwicklungsstadien: Eh = Eihülle; Faltererfassungen: LT = Leuchtturm; LF = Lichtfalle; K = Köder; T = Tagesbeobachtungen (incl. einzelner nächtlicher optischer Beobachtungen), Rote Liste nach SCHUMACHER et al. (2011); NRW = Nordrhein-Westfalen, NRBU = Niederrheinische Bucht, * = ungefährdet; 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; R= durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet; V = Vorwarnliste

Nr. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
7695	<i>Agriopis aurantiaria</i> (Hübner, 1799)	2					*	*
7693	<i>Agriopis leucophaearia</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	7					*	*
9566	<i>Agrochola circellaris</i> (Hufnagel, 1766)	13					*	*
10348	<i>Agrotis exclamationis</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
10346	<i>Agrotis ipsilon</i> (Hufnagel, 1766) = <i>ypsilon</i> auct.		2	2			*	*
7777	<i>Alcis repandata</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
9682	<i>Allophyes oxyacanthae</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
7953	<i>Alsophila aescularia</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	3	1				*	*
9308	<i>Amphipyra berbera</i> Rungs, 1949	1			2		*	*
9307	<i>Amphipyra pyramidea</i> (Linnaeus, 1758)	4			1		*	*
6973	<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	1*Ei				2	*	*
9775	<i>Apamea ophiogramma</i> (Esper, 1794)		1				V	3
9774	<i>Apamea scolopacina</i> (Esper, 1788)		5				*	*
9767	<i>Apamea unanims</i> (Hübner, 1813)	1					3	V
7344	<i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)					41	*	*
7672	<i>Apocheima pilosaria</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)	1					*	*
3907	<i>Apoda limacodes</i> (Hufnagel, 1766)		4				*	*
7255	<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)					2	*	*
9056	<i>Autographa gamma</i> (Linnaeus, 1758)		3				*	*
10082	<i>Axylia putris</i> (Linnaeus, 1761)		1				*	*
7686	<i>Biston betularia</i> (Linnaeus, 1758)		2				*	*
7685	<i>Biston strataria</i> (Hufnagel, 1767)		2				*	*
7826	<i>Cabera exanthemata</i> (Scopoli, 1763)		4	14			*	*
7824	<i>Cabera pusaria</i> (Linnaeus, 1758)		13	4			*	*
10387	<i>Calliteara pudibunda</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
7836	<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)		49	5			*	*
8289	<i>Campogramma bilineata</i> (Linnaeus, 1758)		4		1	1	*	*
8874	<i>Catocala nupta</i> (Linnaeus, 1767)				3		*	*
8871	<i>Catocala sponsa</i> (Linnaeus, 1767)		2		7		3	2
7097	<i>Celastrina argiolus</i> (Linnaeus, 1758)					10	*	*
7547	<i>Chiasmia clathrata</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
8341	<i>Chloroclysta siterata</i> (Hufnagel, 1767)		1				*	*
8601	<i>Chloroclystis v-ata</i> (Haworth, 1809)		3				*	*
8385	<i>Colostygia pectinataria</i> (Knoch, 1781)			1			*	*
7663	<i>Colotois pennaria</i> (Linnaeus, 1761)	4					*	*
9601	<i>Conistra ligula</i> (Esper, 1791)	1					3	3
9603	<i>Conistra rubiginosa</i> (Scopoli, 1763)	3					*	*
9600	<i>Conistra vaccinii</i> (Linnaeus, 1761)	9	9	2	2		*	*
9548	<i>Cosmia affinis</i> (Linnaeus, 1767)		1	1	4		2	3
9550	<i>Cosmia trapezina</i> (Linnaeus, 1758)	6	14		1		*	*
8319	<i>Cosmorhoe ocellata</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
8287	<i>Costaconvexa polygrammata</i> (Borkhausen, 1794)		1				2	0
8789	<i>Craniophora ligustri</i> ([Denis & Schiffmüller], 1775)		1				*	*
7654	<i>Crocallis elinguaris</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	V
8801	<i>Cryphia algae</i> (Fabricius, 1775)		2	1	1		V	V
8024	<i>Cyclophora linearia</i> (Hübner, 1799)		2	1			*	*
8022	<i>Cyclophora punctaria</i> (Linnaeus, 1758)	1	1				*	*
6862	<i>Deilephila elpenor</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
9118	<i>Deltote bankiana</i> (Fabricius, 1775)		2				*	*
9045	<i>Diachrysia chrysis</i> (Linnaeus, 1758) - Artkomplex		1				*	*
7508	<i>Drepana falcataria</i> (Linnaeus, 1758)		4				*	*

Nr. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
8338	Ecliptopera silaceata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*	*
7796	Ectropis crepuscularia ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1	2	3			*	*
10488	Eilema griseola (Hübner, 1803)		2	4			3	3
8275	Epirrhoe alternata (O.F Müller, 1764)		6	2			*	*
8277	Epirrhoe rivata (Hübner, [1813])		1				*	*
7699	Erannis defoliaria (Clerck, 1759)	2					*	*
8654	Euchoeca nebulata (Scopoli, 1763)		19	2			*	*
8334	Eulithis mellinata (Fabricius, 1787)	1					V	*
8330	Eulithis prunata (Linnaeus, 1758)	1					V	3
8335	Eulithis pyraliata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		4				*	*
8578	Eupithecia abbreviata (Stephens, 1831)	1	5				*	*
8537	Eupithecia subfuscata (Haworth, 1809)	1					*	*
8475	Eupithecia tenuiata (Hübner, 1811)]	2					*	*
8577	Eupithecia virgaureata Doubleday, 1861	1					*	*
9503	Euplexia lucipara (Linnaeus, 1758)		3	1			*	*
9596	Eupsilia transversa (Hufnagel, 1766)	1	5				*	*
7024	Gonepteryx rhamni (Linnaeus, 1758)	4+3*Ei				2	*	*
8599	Gymnoscelis rufifasciata (Haworth, 1809)		2	1			*	*
7483	Habrosyne pyritoides (Hufnagel, 1766)		21	1			*	*
7980	Hemithea aestivaria (Hübner, 1789)	4	2				*	*
8846	Herminia grisealis ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1	1				*	*
8845	Herminia tarsicrinalis (Knoch, 1782)	1	7	2			*	*
9449	Hoplodrina octogenaria (Goeze, 17781)	1					*	*
8391	Hydriomena furcata (Thunberg, 1784)		2	2			*	*
8994	Hypena proboscidalis (Linnaeus, 1758)		2			1	*	*
8995	Hypena rostralis (Linnaeus, 1758)		1			1	*	*
7784	Hypomecis punctinalis (Scopoli, 1763)		2				*	*
8184	Idaea aversata (Linnaeus, 1758)	1	1	1			*	*
8132	Idaea biselata (Hufnagel, 1767)		10				*	*
8107	Idaea rusticata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				R	R
7248	Inachis io (Linnaeus, 1758)					15	*	*
9528	Ipimorpha subtusa ([Denis & Schiffermüller], 1775)		3				*	*
9917	Lacanobia oleracea (Linnaeus, 1758)	1	4				*	*
8975	Laspeyria flexula ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				V	V
7530	Ligdia adustata ([Denis & Schiffermüller], 1775)			3			*	*
7527	Lomaspilis marginata (Linnaeus, 1758)		6	19			*	*
7034	Lycaena phlaeas (Linnaeus, 1761)					1	*	*
10376	Lymantria dispar (Linnaeus, 1758)	1					*	*
7540	Macaria alternata ([Denis & Schiffermüller], 1775)		16	2			*	*
7542	Macaria liturata (Clerck, 1759)		1				*	*
7539	Macaria notata (Linnaeus, 1758)		3				*	*
7543	Macaria wauaria (Linnaeus, 1758)		1				*	*
8843	Macrochilo cribrumalis (Hübner, 1793)		8	1			1	1
6843	Macroglossum stellatarum (Linnaeus, 1758)	1+1*Ei					*	*
7350	Maniola jurtina (Linnaeus, 1758)					45	*	*
10425	Meganola albula ([Denis & Schiffermüller], 1775)		4				3	V
9790	Mesapamea didyma (Esper, 1788)			1	1		*	*
9789	Mesapamea secalis (Linnaeus, 1758)	1					*	*
8312	Mesoleuca albicillata (Linnaeus, 1758)			1			*	*
9786	Mesoligia furuncula ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1			1		*	*
10006	Mythimna impura (Hübner, 1808)		44				*	*
10022	Mythimna l-album (Linnaeus, 1767)		1				V	*
10010	Mythimna obsoleta (Hübner, 1803)		2				3	3
10005	Mythimna straminea (Treitschke, 1825)		2				3	2
7049	Neozephyrus quercus (Linnaeus, 1758)	1					*	*
10100	Noctua fimbriata (Schreber, 1759)			1			*	*

Nr. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	NRBU
10105	Noctua interjecta (Hübner, 1803)		2				V	V
10102	Noctua janthina ([Denis & Schiffermüller], 1775)		14	3	3		*	*
10096	Noctua pronuba (Linnaeus, 1758)		1	3			*	*
8716	Notodonta dromedarius (Linnaeus, 1758)		2				*	*
6930	Ochlodes venata (Esper, 1777)					2	*	*
7490	Ochropacha duplaris (Linnaeus, 1761)		8				*	*
10086	Ochroleura plecta (Linnaeus, 1761)		39	2			*	*
9782	Oligia latruncula ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*	*
9781	Oligia versicolor (Borkhausen, 1792)		2				*	*
8447	Operophtera brumata (Linnaeus, 1775)	65					*	*
7613	Opisthograptis luteolata (Linnaeus, 1758)		1				*	*
10044	Orthosia cerasi (Fabrocois, 1775)	4	24	1			*	*
10039	Orthosia cruda ([Denis & Schiffermüller], 1775)		31				*	*
10038	Orthosia gothica (Linnaeus, 1758)		19	3			*	*
10037	Orthosia incerta (Hufnagel, 1766)	2	19				*	*
10050	Orthosia munda ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1					*	*
9537	Parastichtis ypsilon ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2				V	*
8456	Perizoma alchemillata (Linnaeus, 1775)	3	7	8			*	*
8750	Phalera bucephala (Linnaeus, 1758)	2*Gelege mit Eh					*	*
8432	Philereme vetulata ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5	2	1			3	3
10550	Phragmatobia fuliginosa (Linnaeus, 1758)		2				*	*
7000	Pieris napi (Linnaeus, 1758)					2	*	*
6998	Pieris rapae (Linnaeus, 1758)					11	*	*
8352	Plemyria rubiginata ([Denis & Schiffermüller], 1775)	2					V	V
7252	Polygonia c-album (Linnaeus, 1758)					2	*	*
9114	Protodeltote pygarga (Hufnagel, 1766)		1	1			*	*
10451	Pseudoips prasinana (Linnaeus, 1758)		1				*	*
8732	Pterostoma palpina (Clerck, 1759)	1*Eh		1			*	*
8604	Rhinoprora chloerata (Mabille, 1870)	1					3	2
8603	Rhinoprora rectangulata (Linnaeus, 1758)	9		1			*	*
9008	Rivula sericealis (Scopoli, 1763)		1			3	*	*
8064	Scopula immutata (Linnaeus, 1758)					1	V	3
8042	Scopula nigropunctata (Hufnagel, 1767)		2				*	*
7533	Stegania trimaculata (De Villers, 1789)		1	1			V	V
8689	Thaumatopoea processionea (Linnaeus, 1758)		42	1			V	V
10466	Thumatha senex (Hübner, 1808)		13	3			V	V
7481	Thyatira batis (Linnaeus, 1758)		1				*	*
6923	Thymelicus lineola (Ochsenheimer, 1808)					9	*	*
8028	Timandra comae A. Schmidt, 1931		1				*	*
9501	Trachea atriplicis (Linnaeus, 1758)				1		V	*
8668	Trichopteryx carpinata (Borkhausen, 1794)		1				*	*
63	Triodia sylvina (Linnaeus, 1761)					1	*	*
9169	Trisateles emortualis ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*	*
7503	Watsonalla binaria (Hufnagel, 1767)		3	3			*	*
9556	Xanthia togata (Esper, 1788)	56					*	*
8248	Xanthorhoe biriviata (Borkhausen, 1794)		11				*	*
8249	Xanthorhoe designata (Hufnagel, 1767)		1				*	*
10199	Xestia c-nigrum (Linnaeus, 1758)		46	3			*	*
10211	Xestia sexstrigata (Haworth, 1809)	1					*	*
10201	Xestia triangulum (Hufnagel, 1766)		2				*	*
-	Agriopsis marginaria/aurantiaria agg.	8						
-	Amphipyra pyramidea/berbera agg.	2						
-	Epirrhoe alternata/rivata agg.	1*Ei						
-	Epirrita autumnata/dilutata/christyi agg.	8						

Neben diesen vom Autor erhobenen Daten wurden im Jahr 2018 noch weitere Erfassungen innerhalb des UG Eller Forst durchgeführt, deren Ergebnisse der Vollständigkeit halber hier auch ganz kurz vorgestellt werden sollen, die aber in der obigen Jahresauswertung nicht berücksichtigt worden sind. Sie basieren auf einem von Armin Dahl durchgeführten Köderfang vom 08.07. sowie einem Licht- und Köderfang vom 05.10., bei dem u. a. zwei für das Untersuchungsgebiet komplett neue Arten gefangen wurden sowie sieben zumindest in diesem Jahr vom Autor nicht nachgewiesene Arten.

Tab. 6/3: Individuenzahlen der Schmetterlingserfassungen von Armin Dahl im Eller Forst 2018. Nr. K&R = Nummer nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996)

Nr. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Lichtfang	Köderfang
9093	Abrostola triplasia (Hufnagel, 1766)		2
9566	Agrochola circellaris (Hufnagel, 1766)		10
9569	Agrochola lota (Clerck, 1759)		6
9571	Agrochola macilenta (Hübner, 1809)		1
9682	Allophyes oxyacanthae (Linnaeus, 1758)		2
9307	Amphipyra pyramidea (Linnaeus, 1758)		1
8289	Camptogramma bilineata (Linnaeus, 1758)	1	
8871	Catocala sponsa (Linnaeus, 1767)		10
8348	Chloroclysta truncata (Hufnagel, 1767)		2
9601	Conistra ligula (Esper, 1791)		1
9600	Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761)		44
9550	Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)		5
8723	Drymonia obliterata (Esper, 1785)	1	
10488	Eilema griseola (Hübner, 1803)		1
9596	Eupsilia transversa (Hufnagel, 1766)		3
8161	Idaea dimidiata (Hufnagel, 1767)	1	
10002	Mythimna albipuncta ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1
10096	Noctua pronuba (Linnaeus, 1758)	1	
9591	Omphaloscelis lunosa (Haworth, 1809)	1	
8866	Schrankia costaestrigalis (Stephens, 1834)		1
9556	Xanthia togata (Esper, 1788)		1
-	Amphipyra pyramidea/berbera agg.		15

Golfplatz Hubbelrath

Auf dem Golfplatz Hubbelrath wurden in der Saison 2018 insgesamt 151 Großschmetterlingsarten erfasst sowie sechs Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei mindestens 152 bis maximal 159 liegen würde (Tab. 6/3). Damit liegt die Artenzahl in einem durchschnittlichen Bereich (2009: 151 Großschmetterlingsarten, 2010: 104, 2011: 118, 2012: 108, 2013: 132, 2014: 163, 2015: 141, 2016: 162, 2017: 182). Die Gruppe der Tagfalter war mit 14 Arten vertreten (14/10/12/7/10/11/8/15/14 Arten) (vgl. DAHL 2010-2014 und WIROOKS 2015-2018).

Es handelte sich bei den nachgewiesenen Schmetterlingen um 710 Imagines sowie 431 einzelne Raupen, zwei Raupennester, zwölf einzelne Eier, vier nicht ausgezählte Eigelege, vier Puppen sowie zwei artspezifischen Fraßspuren.

Die ergiebigste Methode stellte der Leuchtturmfang dar mit 358 Faltern aus 80 Arten. Der Lichtfallenfang erbrachte 227 Falter aus 42 Arten, der Köderfang 34 Falter aus 17 Arten. Bei Tagesbegehungen wurden einschließlich einiger nachts zufällig gesichteter Tiere 91 Falterindividuen aus 21 Arten gezählt. Die Suche nach Entwicklungsstadien erbrachte 70 Arten und sechs Artaggregate. Immerhin konnten durch die-

se Methode 44 Arten und sechs Artaggregate erfasst werden, die mit den Faltererfassungsmethoden 2018 nicht nachgewiesen werden konnten

Im Vergleich zu den Erfassungen der Vorjahre konnten noch einmal acht für das Gebiet neue Arten nachgewiesen werden. Damit erhöht sich die Zahl der dort insgesamt nachgewiesenen Arten auf 326 zuzüglich 18 Artaggregate, unter deren Mitberücksichtigung die tatsächliche Artenzahl bei 326 bis 336 liegen würde.

Tab. 6/3: Ergebnisse der Schmetterlingserfassungen in Hubbelrath 2018. Nr. K&R = Nummer nach KARSHOLT & RAZOWSKI (1996), R = Raupen und andere Entwicklungsstadien, Faltererfassungen: LT = Leuchtturm; LF = Lichtfalle; K = Köder; T = Tagesbeobachtungen (incl. einzelner nächtlicher optischer Beobachtungen), Rote Liste nach SCHUMACHER et al (2011); NRW = Nordrhein-Westfalen, BGL = Bergisches Land, * = ungefährdet; 2 = stark gefährdet; 3 = gefährdet; V = Vorwarnliste, R= durch extreme Seltenheit (potenziell) gefährdet, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes, D = Daten defizitär.

Nr. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
8780	<i>Acronicta megacephala</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*	*
8787	<i>Acronicta rumicis</i> (Linnaeus, 1758)				1		V	V
9928	<i>Aetheria bicolorata</i> (Hufnagel, 1766)	3					V	3
7250	<i>Aglais urticae</i> (Linnaeus, 1758)					1	*	*
7693	<i>Agriopsis leucophaearia</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	4					*	*
9569	<i>Agrochola lota</i> (Clerck, 1759)	1					*	V
10350	<i>Agrotis clavis</i> (Hufnagel, 1766)			1			V	V
10348	<i>Agrotis exclamationis</i> (Linnaeus, 1758)		12	5			*	*
10346	<i>Agrotis ipsilon</i> (Hufnagel, 1766) = <i>ypsilon</i> auct.		13	21	4		*	*
10343	<i>Agrotis puta</i> (Hübner, 1803)		1	1			*	*
10351	<i>Agrotis segetum</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)			3	2		*	*
7777	<i>Alcis repandata</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
9682	<i>Allophytes oxyacanthae</i> (Linnaeus, 1758)	6					*	*
7953	<i>Alsophila aescularia</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	6					*	*
9308	<i>Amphipyra berbera</i> Rungs, 1949	7	1		3		*	*
9307	<i>Amphipyra pyramidea</i> (Linnaeus, 1758)	8			2		*	*
6973	<i>Anthocharis cardamines</i> (Linnaeus, 1758)	2*Ei					*	*
9748	<i>Apamea monoglypha</i> (Hufnagel, 1766)		3				*	*
9774	<i>Apamea scolopacina</i> (Esper, 1788)		9				*	*
7344	<i>Aphantopus hyperantus</i> (Linnaeus, 1758)					3	*	*
7672	<i>Apocheima pilosaria</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1					*	*
3907	<i>Apoda limacodes</i> (Hufnagel, 1766)		2				*	*
7255	<i>Araschnia levana</i> (Linnaeus, 1758)					7	*	*
9867	<i>Archanara sparganii</i> (Esper, 1790)	4*Puppe					3	R
8656	<i>Asthenes albulata</i> (Hufnagel, 1767)		1			1	*	*
9056	<i>Autographa gamma</i> (Linnaeus, 1758)		12	2		1	*	*
10082	<i>Axylia putris</i> (Linnaeus, 1761)		6				*	*
7686	<i>Biston betularia</i> (Linnaeus, 1758)		1	1			*	*
7685	<i>Biston strataria</i> (Hufnagel, 1767)		1				*	*
7826	<i>Cabera exanthemata</i> (Scopoli, 1763)		2	2			*	*
7824	<i>Cabera pusaria</i> (Linnaeus, 1758)		3	10		1	*	*
9240	<i>Calophasia lunula</i> (Hufnagel, 1766)					1	V	V
7836	<i>Campaea margaritata</i> (Linnaeus, 1767)	1	25				*	*
8289	<i>Camptogramma bilineata</i> (Linnaeus, 1758)			1			*	*
8874	<i>Catocala nupta</i> (Linnaeus, 1767)				3		*	*

Nr. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
8871	Catocala sponsa (Linnaeus, 1767)		1				3	3
7097	Celastrina argiolus (Linnaeus, 1758)	1*Ei				10	*	*
8341	Chloroclysta siterata (Hufnagel, 1767)	1					*	*
7663	Colotois pennaria (Linnaeus, 1761)	6					*	*
9601	Conistra ligula (Esper, 1791)	1					3	2
9603	Conistra rubiginosa (Scopoli, 1763)	1					*	*
9600	Conistra vaccinii (Linnaeus, 1761)	13	1				*	*
9549	Cosmia pyralina ([Denis & Schiffermüller], 1775)		7	1			*	*
9550	Cosmia trapezina (Linnaeus, 1758)	19	11	2		1	*	*
4151	Cossus cossus (Linnaeus, 1758)	Fraßspuren					V	2
8789	Craniophora ligustri ([Denis & Schiffermüller], 1775)		2				*	*
7654	Crocallis elinguaris (Linnaeus, 1758)		1				*	V
8801	Cryphia algae (Fabricius, 1775)			2			V	V
8022	Cyclophora punctaria (Linnaeus, 1758)	2		1			*	*
9045	Diachrysa chrysitis (Linnaeus, 1758) - Artkomplex	1					*	*
10092	Diarsia brunnea ([Denis & Schiffermüller], 1775)		6	1			*	*
9895	Discestra trifolii (Hufnagel, 1766)	4	1	1			*	V
7508	Drepana falcataria (Linnaeus, 1758)		2	1			*	*
10456	Earias clorana (Linnaeus, 1791)	1	2	1			*	R
7796	Ectropis crepuscularia ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1	1				*	*
10487	Eilema depressa (Esper, 1787)		1				*	*
10488	Eilema griseola (Hübner, 1803)		3	1			3	R
8275	Epirrhoe alternata (O.F Müller, 1764)		1	1			*	*
8277	Epirrhoe rivata (Hübner, [1813])		1				*	V
8442	Epirrita dilutata ([Denis & Schiffermüller], 1775)	3					*	*
7699	Erannia defoliaria (Clerck, 1759)	27					*	*
8654	Euchoeca nebulata (Scopoli, 1763)		2	2			*	*
8330	Eulithis prunata (Linnaeus, 1758)	1					V	3
8477	Eupithecia haworthiata Doubleday, 1856	1*Ei					*	*
8539	Eupithecia succenturiata (Linnaeus, 1758)		2				*	*
8577	Eupithecia virgaureata Doubleday, 1861		3				*	*
9503	Euplexia lucipara (Linnaeus, 1758)		4				*	*
9596	Eupsilia transversa (Hufnagel, 1766)	4			1		*	*
7024	Gonepteryx rhamni (Linnaeus, 1758)	2				2	*	*
8599	Gymnoscelis rufifasciata (Haworth, 1809)				2		*	*
7483	Habrosyne pyritoides (Hufnagel, 1766)		7	2			*	*
9933	Hadena bicurris (Hufnagel, 1766)	1					*	V
9957	Hadena perplexa ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1					3	2
9955	Hadena rivularis (Fabricius, 1775)	5*Ei					V	3
8000	Hemistola chrysoprasaria (Esper, 1794)					1	3	3
7980	Hemithea aestivaria (Hübner, 1789)	1	1				*	*
9454	Hoplodrina ambigua ([Denis & Schiffermüller], 1775)			2			*	*
9449	Hoplodrina octogenaria (Goeze, 17781)		2	4			*	*
8403	Horisme radicularia (De La Harpe, 1855)	1					D	D
8994	Hypena proboscidalis (Linnaeus, 1758)	7	9	2	2		*	*
8184	Idaea aversata (Linnaeus, 1758)		3				*	*
8132	Idaea biselata (Hufnagel, 1767)		8				*	*
8137	Idaea fuscovenosa (Goeze, 1781)		1				*	R
7248	Inachis io (Linnaeus, 1758)					20	*	*

Nr. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
9528	<i>Ipimorpha subtusa</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)			1			*	*
9917	<i>Lacanobia oleracea</i> (Linnaeus, 1758)	6	4		2		*	*
6824	<i>Laothoe populi</i> (Linnaeus, 1758)		1				*	*
8975	<i>Laspeyria flexula</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	2					V	3
7527	<i>Lomaspilis marginata</i> (Linnaeus, 1758)		11	2			*	*
7829	<i>Lomographa temerata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		3				*	*
10376	<i>Lymantria dispar</i> (Linnaeus, 1758)	2					*	3
7540	<i>Macaria alternata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	2	2	1			*	*
7539	<i>Macaria notata</i> (Linnaeus, 1758)		3				*	*
6843	<i>Macroglossum stellatarum</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
9987	<i>Mamestra brassicae</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	2	1		*	*
7350	<i>Maniola jurtina</i> (Linnaeus, 1758)					10	*	*
9790	<i>Mesapamea didyma</i> (Esper, 1788)			1	4		*	*
9786	<i>Mesoligia furuncula</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		1				*	*
6819	<i>Mimas tiliae</i> (Linnaeus, 1758)	Fraßspuren					*	*
10002	<i>Mythimna albipuncta</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)			1	1		*	*
10001	<i>Mythimna ferrago</i> (Fabricius, 1787)	1					*	*
10022	<i>Mythimna l-album</i> (Linnaeus, 1767)			1		1	V	V
10007	<i>Mythimna pallens</i> (Linnaeus, 1758)	1	6	1	2		*	*
10005	<i>Mythimna straminea</i> (Treitschke, 1825)		1				3	2
7049	<i>Neozephyrus quercus</i> (Linnaeus, 1758)	1					*	*
10100	<i>Noctua fimbriata</i> (Schreber, 1759)		1				*	*
10103	<i>Noctua janthe</i> (Borkhausen, 1792)		1				*	*
10102	<i>Noctua janthina</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)		9	3			*	*
10096	<i>Noctua pronuba</i> (Linnaeus, 1758)	4*Eigelege	10	1	1		*	*
8716	<i>Notodonta dromedarius</i> (Linnaeus, 1758)		3				*	*
10441	<i>Nycteola revayana</i> (Scopoli, 1772)		1				*	*
10086	<i>Ochropleura plecta</i> (Linnaeus, 1761)		19	5			*	*
8447	<i>Operophtera brumata</i> (Linnaeus, 1775)	140					*	*
7613	<i>Opisthograptis luteolata</i> (Linnaeus, 1758)	1	2				*	*
10397	<i>Orgyia antiqua</i> (Linnaeus, 1758)					1	*	*
10044	<i>Orthosia cerasi</i> (Fabricius, 1775)	47	1				*	*
10039	<i>Orthosia cruda</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	3	1				*	*
10038	<i>Orthosia gothica</i> (Linnaeus, 1758)	13	3				*	*
10037	<i>Orthosia incerta</i> (Hufnagel, 1766)	9	4				*	*
10050	<i>Orthosia munda</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	5	1	1			*	*
7307	<i>Pararge aegeria</i> (Linnaeus, 1758)					2	*	*
9537	<i>Parastichtis ypsilon</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	1	3				V	V
7754	<i>Peribatodes rhomboidaria</i> ([denis & Schiffermüller], 1775)	3					*	*
8456	<i>Perizoma alchemillata</i> (Linnaeus, 1775)		2	1			*	*
8750	<i>Phalera bucephala</i> (Linnaeus, 1758)	1*Raupennest					*	*
8727	<i>Pheosia tremula</i> (Clerck, 1759)		1				*	V
8433	<i>Philereme transversata</i> (Hufnagel, 1767)	3					3	G
8432	<i>Philereme vetulata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	2					3	V
9505	<i>Phlogophora meticulosa</i> (Linnaeus, 1758)	1+3*Ei			1		*	*
10550	<i>Phragmatobia fuliginosa</i> (Linnaeus, 1758)		2				*	*
6995	<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)					9	*	*
7000	<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)					11	*	*
6998	<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)					2	*	*

Nr. K&R	Wissenschaftlicher Artname	Individuenzahl pro Methode					Rote Liste	
		R	LT	LF	K	T	NRW	BGL
8352	<i>Plemyria rubiginata</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	3					V	V
7252	<i>Polygonia c-album</i> (Linnaeus, 1758)					5	*	*
9114	<i>Protodeltote pygarga</i> (Hufnagel, 1766)		7				*	*
10451	<i>Pseudoips prasinana</i> (Linnaeus, 1758)		3				*	*
8604	<i>Rhinoprora chloerata</i> (Mabille, 1870)	3					3	3
8603	<i>Rhinoprora rectangulata</i> (Linnaeus, 1758)	8	10	1			*	*
10566	<i>Spilosoma lutea</i> (Hufnagel, 1766)	1					*	*
7533	<i>Stegania trimaculata</i> (De Villers, 1789)			1			V	R
7488	<i>Tetheella fluctuosa</i> (Hübner, 1803)		1				*	*
8689	<i>Thaumetopoea processionea</i> (Linnaeus, 1758)	1*Raupennest	3				V	V
8028	<i>Timandra comae</i> A. Schmidt, 1931	1				1	*	*
7503	<i>Watsonalla binaria</i> (Hufnagel, 1767)		6				*	*
7505	<i>Watsonalla cultraria</i> (Fabricius, 1775)		1				*	*
9556	<i>Xanthia togata</i> (Esper, 1788)	1					*	*
8253	<i>Xanthorhoe ferrugata</i> (Clerck, 1759)		1				*	*
10199	<i>Xestia c-nigrum</i> (Linnaeus, 1758)	5	46	12 9	2		*	*
10201	<i>Xestia triangulum</i> (Hufnagel, 1766)	1	4	4			*	*
10212	<i>Xestia xanthographa</i> ([Denis & Schiffermüller], 1775)	2					*	*
-	<i>Agriopsis marginaria/aurantiaria</i> agg.	11						
-	<i>Autographa gamma/Macdunnoughia confusa</i> agg.	2						
-	<i>Epirrhoe alternata/rivata</i> agg.,	1						
-	<i>Epirrita autumnata/dilutata/christyi</i> agg.	4						
-	<i>Eupithecia icterata/succenturiata</i> agg.	4						
-	<i>Horisme tersata/vitalbata/radicaria</i> agg.	2						

Neben diesen vom Autor erhobenen Daten wurden im Jahr 2018 auch von Ulf Schmitz im Zuge seiner Libellenzählungen noch Tagfalterdaten erhoben, in deren Zuge noch eine vom Autor in diesem Jahr nicht erfasste Art nachgewiesen wurde, nämlich der Admiral *Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758).

Faunistische und naturschutzfachliche Auswertung der Ergebnisse

Neunachweise und sonstige besondere Beobachtungen 2018

Obwohl die Erfassungen nun seit 2008 bzw. 2009 laufen gab es auch 2018 in beiden Gebieten wieder erstaunlich viele Erstnachweise, die im Folgenden neben anderen erwähnenswerten Beobachtungen kurz vorgestellt und hinsichtlich ihrer Klimarelevanz analysiert werden sollen.

Eller Forst

Im Eller Forst konnten im Jahr 2018 sieben Nachfalterarten neu nachgewiesen werden, von denen drei nach der Roten Liste NRW (SCHUMACHER et al. 2011) mit einer Gefährdungskategorie vermerkt sind². Die höchste Gefährdungsstufe weist der an Labkraut lebende **Viellinien-Blattspanner *Costaconvexa polygrammata*** auf, der in der Niederrheinischen Bucht sogar als ausgestorben bzw. verschollen gilt, sowie NRW-weit als stark gefährdet. Aktuellere Beobachtungen dieser an Labkraut lebenden Art gibt es

² Ohne die beiden von Armin Dahl nachgewiesenen neuen Arten, die nicht klimarelevant sind und deshalb an dieser Stelle nicht näher vorgestellt werden

anscheinend nur bei Paderborn (AGRWL 2018). Der letzte Nachweis in der Niederrheinischen Bucht datiert demnach von 1921 aus Düsseldorf-Kaiserswerth, laut STAMM (1981) lebte die Art auf Wiesen und Heidemoor und es gab auch Nachweise in der Hildener Heide sowie Benrath-Hassels, doch nennt er leider keine Daten. Nach STEINER et al. (2014) besiedelt die Art feuchte Wiesen und Moore, so dass es sich also durchaus um ein indigenes Tier handeln könnte zumal in unmittelbarer Umgebung des Leuchtturms viel Wiesen- und Sumpflabkraut gedeiht. Das am 3.8. gefangene Tier dürfte am ehesten einer 2. Generation angehören.

Als immerhin stark gefährdet in der Niederrheinischen Bucht gilt das **Große Eichenkarmin *Catocala sponsa***, von dem am 3.8. sieben Falter am Köder und zwei am Leuchtturm gefangen wurden (Abb. 6/3). Diese an Eichen lebende Ordensbandart gilt NRW-weit als gefährdet und wird allgemein eher selten nachgewiesen, und auch der Autor konnte diese Spezies im Laufe seiner Tätigkeit erst ein einziges Mal in einer Lichtfalle nachweisen. Nach STEINER et al. (2014) lebt sie in eichenreichen Laub- und Mischwäldern und ist mit Ausnahme der Mittelgebirge weit verbreitet, aber lokal, wobei einzelne wandernde Tiere gelegentlich außerhalb ihres Lebensraumes auftreten können. In diesem Jahr mit seinem Jahrhundert-sommer machte diese Art in Mitteleuropa offenbar eine regelrechte Massenvermehrung mit, in deren Zuge teilweise mehrere Falter pro Stamm tagsüber getarnt an der Rinde von Eichen sitzend beobachtet wurden (Lepiforum 2018a). Dies war schon einmal der Fall, und zwar im trockenen Sommer 1976 (Lepiforum 2018b). Hinzu kommt als Besonderheit, dass die Art in diesem Jahr schon besonders früh als Falter auftrat, einmal sogar schon am 28.5. (Lepiforum 2018c). Ein Blick auf die Online-Verbreitungskarten zeigt, dass sie dabei häufig auch an Orten in Erscheinung getreten ist, an denen sie zuvor noch nicht nachgewiesen werden konnte (AGRWL 2018 und Observation.org 2018). Ob es sich dabei nun aber immer auch um Arealerweiterungen handelt, ist fraglich, denn es wäre auch denkbar, dass die Art schon vor 2018 an diesen Stellen vertreten war und einfach nur wegen ihrer relativen Seltenheit nicht nachgewiesen wurde. Zumindest scheint die Art insgesamt von der Klimaerwärmung bzw. den speziellen klimatischen Bedingungen 2018 zu profitieren.

Es stellt sich nun die Frage, ob die Art im Eller Forst neu eingewandert ist oder schon zuvor in den an das



Abb. 6/3: Ein am 3.8.2018 im Eller Forst gefangenes Großes Eichenkarmin *Catocala sponsa*, eine normalerweise extrem seltene Art, die vom Hitzesommer profitiert hat und eine regelrechte Massenvermehrung erlebt hat.

UG angrenzenden trockeneren Laubmischwäldern bodenständig war, und nur zu selten war, um nachgewiesen werden zu können. Die Nachweise vom 3.8. waren nicht einmal die einzigen, denn schon am 10.7.2018 konnte Armin Dahl im Zentrum des UG zehn Falter am Köder fangen. Dass alle diese Tiere im Zuge von Wanderungen aus ganz anderen Gebieten in den Eller Forst gewandert sind, ist eher unwahrscheinlich und die Art wohl eher kein echter Neuling dort. Außerdem ist sie im engeren UG Eller Forst mit seinen größtenteils feuchten Wäldern ohnedies als eher biotopfremd anzusehen. Insofern

kann man diese Art wohl im synökologischen Sinne als Nachbarn bezeichnen, der zwar nicht im engeren UG, aber in dessen näherer Umgebung bodenständig ist und wahrscheinlich auch vorher schon war.

Demgegenüber handelt es sich bei dem in der Niederrheinischen Bucht durch extreme Seltenheit potentiell gefährdeten **Südlichen Zwergspanner** *Idaea rusticata* tatsächlich um einen Neuling (Abb. 6/4). Wie schon im letzten Bericht erwähnt ist dieser Spanner im Jahr 2000 erstmals in NRW beobachtet worden und konnte dann 2015 erstmals auch für Düsseldorf-Eller nachgewiesen werden sowie 2017 dort noch mehrmals im Umfeld einer Bahntrasse (DAHL & GOERIGK 2017). Die Art kommt allgemein sehr häufig in dicht besiedelten Gebieten vor und in Rheinland-Pfalz konnte sie dieses Jahr sogar jemand als Raupe



Abb. 6/4: Der am 20.06.2018 im Eller Forst gefangene Südliche Zwergspanner *Idaea rusticata*, eine – wie der Name erahnen lässt – wärmeliebende Art, die sich seit mehreren Jahren im Zuge der Klimaerwärmung nordwärts ausbreitet.

auf seiner Terrasse nachweisen (mündl. Mitteilung SASCHA GUCKES). Ob diese Art im eigentlichen Untersuchungsgebiet bodenständig ist, bleibt ohne genauere Kenntnisse über die Habitansprüche zunächst unklar. Laut STEINER et al. (2014) kommt sie auch auf warmen, trockenen Wiesen und Hängen vor. Insofern ist es wahrscheinlicher, dass der Falter ebenso wie z. B. die vielen im Eller Forst selbst biotopfremden Buchsbaumzünsler aus dem Siedlungsgebiet hinter der Straße stammte. Die Ausbreitung ist im Übrigen auch 2018 weiter voran geschritten, denn nun wurde die Art auch weiter nördlich in Duisburg gesichtet (AGRWL 2018).

Ähnlich wie bei der später noch zu besprechenden *Horisme radicularia* verläuft die nordwärts gerichtete Ausbreitung vorwiegend in der Rheinebene, parallel dazu aber auch in den Niederlanden, von wo gelegentlich auch Falter nach Deutschland eindringen, wie der Erstfund des Autors für Aachen in 2018 sowie einige Funde am Niederrhein belegen.

Der an Johannis- und Stachelbeeren lebende **Scheckrand-Haarbüschelspanner** *Eulithis mellinata* steht in NRW auf der Vorwarnliste, gilt in der niederrheinischen Bucht aber als ungefährdet. Die in diesem Jahr geklopfte Raupe war allerdings nicht die erste, denn es wurde an fast derselben Stelle schon 2016 eine Raupe geklopft, deren Datensatz bei der Erstellung des damaligen Berichtes allerdings im Datennirwana gelandet sein muss. Für solche Feuchtwälder wie den im Untersuchungsgebiet mit seinen reichlichen Vorkommen von Roter und Schwarzer Johannisbeere ist die Art durchaus typisch, doch kommt sie wie eigene Erfahrungen zeigten, auch in Gärten vor. Sie ist wohl insgesamt etwas weniger häufig als ihr Gattungsgenosse *Eulithis prunata* und womöglich weniger mobil, was vielleicht erklären könnte, warum sie im Eller Forst bisher noch nicht als Falter nachgewiesen wurde.

Die übrigen drei 2018 erstmals nachgewiesenen Arten sind ungefährdet und weitgehend Allerweltsarten. So findet man die Wurzelbohrerart *Triodia sylvina* eigentlich auf fast allen Wiesen, doch scheint die Art wohl Feuchtwiesen zu meiden, denn sonst hätte sie längst am Leuchtturm gefangen werden müssen. Der

zufällige Tagfund des einen Falters erfolgte am Rande von Wiese 2, und die Art wird sicherlich auch auf Wiese 3 vorkommen. Ihr bisheriges Fehlen kann somit mit der engen Biotopbindung bzw. der geringen Mobilität der Falter erklärt werden.

Ähnliches trifft vielleicht auch auf die Staubeulenart *Hoplodrina octogeneria* zu, von der eine Raupe am Waldrand unmittelbar neben der geteerten Straße in der Nähe des Restaurants gefunden wurde. Der Falter fliegt nach STEINER et al. (2014) in den verschiedensten Offenlandbereichen. Anscheinend zählen Sumpfwiesen in Waldumrahmung aber nicht zu seinem Habitatspektrum, weil er sonst längst am Licht hätte gefangen werden müssen.

Die Raupe des **Taubenschwänzchens** *Macroglossum stellatarum* lebt an Labkrautarten, von denen vor allem das Wiesenlabkraut *Galium mollugo* agg. sowohl auf Wiese 3 als auch auf der Sumpfwiese in großen Massen gedeiht. Nun wurde am 31.8. eine halbwüchsige Raupe und ein parasitiertes Ei im gemähten Teil von Wiese 3 gefunden. Es handelt sich beim Taubenschwänzchen um einen hochmobilen tagaktiven Schwärmer, der als Wanderfalter im Sommer aus dem Süden einwandert, inzwischen aber, wohl im Zuge der Klimaerwärmung, immer öfter als Falter unsere Winter überstehen kann. Vermutlich hat die Art in diesem extremen Sommer sogar mehrere Generationen hervorbringen können und war womöglich deshalb am Ende des Sommers so häufig geworden, dass endlich ein konkreter Nachweis gelingen konnte. Es ist jedenfalls nicht unwahrscheinlich, dass die Art auch in den Vorjahren schon präsent war.

Bei der vorwiegend an Ulmen lebenden **Rotbraunen Ulmeneule** *Cosmia affinis* handelte es sich zwar nicht um einen Erstfund, doch ist die Anzahl der nachgewiesenen Tiere dennoch bemerkenswert (Abb.



Abb. 6/4: Die am 03.08.2018 im Eller Forst gefangene Rotbraune Ulmeneule *Cosmia affinis* ist eine wärmeliebende Art, deren häufige Nachweise möglicherweise auch eine Folge des Hitzesommers sind.

6/5). Ein einzelnes Tier wurde bereits 2010 im Eller Forst gefunden, doch diesmal waren es immerhin vier am Köder und je eines an Leuchtturm und Lichtfalle, und zwar in der außerordentlich warmen Nacht des 3.8. In NRW gilt sie nach der aktuellen Roten Liste als stark gefährdet, in der Niederrheinischen Bucht immerhin als gefährdet. Nach STEINER (1997) besiedelt die Art ulmenreiche Laubwälder und Waldrandbereiche vor allem in warmen Gebieten. Es stellt sich nun die Frage, ob diese Art in diesem besonders warmen Jahr tatsächlich häufiger war als sonst, oder ob nur die Fangumstände besonders günstig waren. Immerhin wäre es auch denkbar, dass die Art nur in besonders warmen Nächten zahlreicher ans Licht fliegt. Wie dem auch sei, darf man zumindest annehmen, dass diese Art im Eller Forst langfristig bodenständig sein dürfte.

Zum ersten Mal seit längerer Zeit konnte ferner auch die Wintereulenart *Conistra ligula* wieder nachgewiesen werden, von der die letzten Exemplare 2013 gefunden wurden. Vermutlich hat es sich bei den seit 2009 bis 2013 insgesamt sieben Nachweisen um Imagines gehandelt, deren Nachweis ab 2014 eher unwahrscheinlich war, da seither kaum Licht- und Köderfangtermine zur Flugzeit stattfanden. Dennoch hätte man die Art auch nach 2013 eigentlich er-

warten können, da sowohl im Eller Forst als auch in Hubbelrath seit 2014 viel an sonnigen Hecken und Waldrändern mit Schlehenbüschen geklopft wurde – also in Biotopen, in welchen der Autor sonst häufig Jungrauen dieser Art klopfen konnte. Dass nun dieses Jahr sowohl im Eller Forst als auch in Hubbelrath im April endlich je eine Raupe geklopft wurde, war womöglich kein Zufall, denn auch im Umkreis von Aachen fand der Autor dieses Jahr mehr Raupen als sonst in den letzten Jahren. Auch die Daten der Verbreitungskarte zeigen eine auffällige Häufung von Funden dieser Art in 2017 und 2018 (AGRWL 2018 und Observations.org NRW 2018). Dies spricht dafür, dass diese Jahre für die Entwicklung dieser Art wohl besonders günstig verlaufen sind.

Bezüglich der seit 2013 nicht mehr nachgewiesenen Frühlingseule *Orthosia populeti* ist eine Einschätzung zur Präsenz oder Absenz sehr schwierig. Zwar fand diesmal am 7.4. bei für die Jahreszeit sehr günstigem Fangwetter extra ein Licht- und Köderfang statt, um auch die um diese Jahreszeit aktiven Arten wie diese einmal nachweisen zu können, doch wurden dabei leider nur erstaunlich große Individuenzahlen anderer Frühlingseulenarten gefangen, die dann ohnehin ca. zwei Wochen später als Raupe nachgewiesen wurden. Allerdings kann man aus dem Ergebnis eines einzigen Termins keine sicheren Schlüsse zur Präsenz oder eben Absenz einer solchen Art ziehen, denn es ist gut möglich dass z. B. Fangzeitpunkt und/oder Standort für diese Art gerade ungünstig waren. Da es auch kaum Pappeln mit erreichbaren beblätterten Ästen im UG gibt, kann auch die Suche der Raupe leider nicht klären ob die Art unerkannt weiterhin dort vorkommt, seltener geworden ist oder es sich womöglich damals gar nur um Fehlbestimmungen gehandelt hat.

Hubbelrath

In Hubbelrath konnten im Jahr 2018 acht Arten neu nachgewiesen werden, von denen zwei nach SCHUMACHER et al. (2011) für den Naturraum Bergisches Land als in irgendeiner Art und Weise gefährdet gelten.

Die höchste Gefährdungsstufe weist mit 3 (= gefährdet) das auch beim Eller Forst schon als Erstnachweis besprochene **Große Eichenkarmin *Catocala sponsa*** auf, von dem ein Tier am 3.8. am Leuchtturm gefangen werden konnte, nachdem es zuvor am Köder entfliehen konnte. Ob es sich dabei um eine echte Neubesiedlung handelt, oder die Art schon zuvor in geringer Anzahl im UG vorgekommen ist, bleibt unklar und es wäre auch denkbar, dass es sich nur um ein im Zuge der Massenvermehrung verirrtes Tier gehandelt hat, also einen vergeblichen Kolonisationsversuch.

Der an Pappeln lebende **Dreifleck-Pappelspanner *Stegania trimaculata*** wurde am 7.8. in der Lichtfalle gefangen und gilt im Bergischen Land als durch extreme Seltenheit gefährdet. Die Art ist schon seit Jahrzehnten in nordwärts gerichteter Ausbreitung begriffen und wurde 1950 erstmals im Faunengebiet der AGRWL nachgewiesen (STAMM 1981). Er galt nach der vorletzten Roten Liste allerdings im Bergischen Land noch als ausgestorben bzw. verschollen (DUDLER et al. 1999). Vieles spricht dafür anzunehmen, dass die Klimaerwärmung zumindest mit dafür verantwortlich ist, dass diese Art sich weiter ausbreitet und nun auch wieder weiter in montanere Regionen hinein vordringt. Die Karte zeigt allerdings, dass die Art im Wesentlichen auf die planare Stufe beschränkt ist mit einem Schwerpunkt am Rhein entlang sowie am Niederrhein und in der südlichen Westfälischen Bucht. Möglicherweise hat der warme Sommer dazu beigetragen, dass die 2. Generation besonders individuenreich ausfiel und dadurch neue Gebiete kolonisiert werden konnten. Der Falter war schon etwas abgeflogen und hatte seinen kompletten Eivorrat bereits abgelegt. Es bleibt abzuwarten ob sich die Art in dieser Höhenlage wird halten können.

Im Gegensatz zu dieser Spezies hätte man den allgemein weit verbreiteten und häufigen Pappelschwärmer *Laothoe populi* bei der nicht kleinen Anzahl von Pappeln im UG allerdings durchaus früher als erst im 10. Untersuchungsjahr erwarten dürfen. Dass er nun endlich nachgewiesen wurde, könnte allerdings auch methodische Gründe haben. So bestand durch die räumliche Verschiebung des Leuchtturmstandortes nämlich erstmals eine direkte Sichtverbindung zu einer großen Pappel in dem unterhalb gelegenen Gehölz während am anderen Standort immer eine große Eiche im Wege gestanden hatte.

Besonders bemerkenswert ist der Erstnachweis des **Flussauen-Waldrebenspanners *Horisme radicularia***, von dem am 29.6. an der Schallschutzmauer zur Autobahn eine Raupe geklopft wurde, die am 25.7.



Abb. 6/6: Die Raupe dieses am 25.07.2018 geschlüpften Flussauen-Waldrebenspanners *Horisme radicularia* war am 29.06.2018 in Düsseldorf-Hubbelrath geklopft worden. Diese wärmeliebende Art war aus dem Süden kommend bisher bis Köln vorgedrungen und hat seit spätestens 2017 nun auch Düsseldorf erreicht.

den durch Genitalpräparation sicher bestimmten Falter ergab (Abb. 6/6). Streng genommen handelte es sich dabei allerdings nicht um den Erstnachweis, denn eine genauere Untersuchung der in den Vorjahren in Hubbelrath nachgewiesenen *Horisme*-Exemplare ergab, dass auch vor 2018 schon mindestens eine *H. radicularia* unter den vermeintlichen *Horisme tersata* war. So ergab z. B. eine Genitalpräparation, dass der 2017 am Leuchtturm in Hubbelrath gefangene Falter nicht *H. tersata*, sondern *H. radicularia* war. Weitere Recherchen ergaben, dass es auch schon vorher wahrscheinliche Nachweise von *H. radicularia* in Hubbelrath gab. So ergab eine von drei am 24.9.2015 geklopften Raupen eine habituell sehr

wahrscheinliche *H. radicularia* während die anderen beiden sichere *H. tersata* ergaben. Von den drei am 7.6.2014 geklopften Raupen ergaben zwei habituell eindeutige *H. tersata* während der 3. Falter leider wegen abgeflogener Apexi habituell nicht bestimmbar war.

Diese an Waldrebe lebende Art ist seit einigen Jahren auf dem Vormarsch nach Norden. Eine Vormarschrichtung scheint entlang der Rheinschiene zu verlaufen, wobei, wie dieser Fund zeigt, auch Autobahnen eine Rolle spielen dürften, in deren Umfeld oft Waldrebe wächst. Eine ähnliche Bedeutung als Ausbreitungskorridor kommt sicherlich auch Bahntrassen zu. Neben der Rheinschiene gibt es aber auch eine andere Vormarschstraße der Art, und zwar durch Belgien in die Niederlande, denn wie ein Blick auf die Online-Verbreitungskarten zeigt, ist die Art seit 2005 in Südlimburg in den Niederlanden präsent (Observation.org NL 2018). Von dort aus dürfte sie dann auch Aachen erreicht haben, wo der Autor den Falter am 7.5.2018 zum ersten Mal bewusst persönlich nachweisen konnte, nachdem alle zuvor genitalisierten Tiere sich immer als *H. tersata* herausgestellt hatten.

Nach der aktuellen Verbreitungskarte ist die Art in NRW nördlich bis etwa auf die Höhe von Köln vorgedrungen, wobei es allerdings noch ein 2. Siedlungsgebiet ganz im Osten im Weserbergland gibt (AGRWL 2018). Es wird interessant sein zu beobachten, wie die Ausbreitung von *H. radicularia* weiter voran schreitet, aber auch ob davon die anderen an Waldrebe lebenden Gattungsgenossen betroffen sein werden. Auf jeden Fall sollten nach Möglichkeit die leider nicht artmäßig bestimmbareren Raupen dieser Gruppe

durchgezüchtet werden, um zu ermitteln, um welche Spezies es sich jeweils handelt. Auch Falterdaten sollten kritisch hinterfragt werden, denn wie man an den Daten des Autors sieht kann es leicht passieren, dass man die Art zunächst übersieht.

Interessant hinsichtlich des Klimawandels ist auch der Erstdnachweis der **Bleichen Graseule *Mythimna pallens***. Es handelt sich dabei nach eigenen Erfahrungen um eine wärmeliebende Trockenrasenart, die normalerweise in NRW nur sehr lokal vorkommt – ganz im Gegensatz zur Situation in Süddeutschland, wo die Art nach STEINER (1998) weit verbreitet ist. So gibt es z. B. im ganzen Kreis Aachen nur eine einzige lokale Population auf einem Kalkmagerrasen am Wilkensberg. Die oligophag an Gräsern lebende Art bildet zwei Generationen aus, von denen die 2. meist erheblich individuenreicher ist als die erste (STEINER 1998). Dies spricht dafür, dass die Raupen wohl zu einem großen Teil den Winter nicht überstehen können. Am 7.8. wurden an Licht und Köder insgesamt neun Falter gefangen, doch wurde danach am 31.8. auch eine Raupe gefunden, und zwar auf einer relativ frischen Ruderalflur auf einem Erdhügel am Lagerplatz. Es spricht vieles dafür, dass der trockenwarme Sommer ähnlich wie bei *C. sponsa* zu einer Massenvermehrung dieser Graseule geführt hat, in deren Zuge sie auch neue Lebensräume wie den Golfplatz in Hubbelrath zu besiedeln versuchte. Ob dies dauerhaft gelingt, darf allerdings stark bezweifelt werden, da die dortigen Lebensräume für diese Art normalerweise langfristig kaum geeignet sind.

Die übrigen drei Erstdnachweise dürften bezogen auf den Klimawandel weniger bedeutungsvoll sein. Der hauptsächlich an Beifuß lebende Blütenspanner *Eupithecia succenturiata* wurde schon 2015 als Raupe gefunden, doch konnte diese Erkenntnis keinen Eingang mehr in den damaligen Bericht finden, da die Puppe überwintert und die Raupe nicht sicher bestimmbar ist. Sehr wahrscheinlich hätten sich bei den vielen seit 2015 in Hubbelrath gefundenen Raupen des Artkomplexes *E. succenturiata/icterata* noch mehr Individuen dieser Spezies gefunden, wenn die Zucht immer erfolgreich gewesen wäre, doch kann die 2012 als Falter nachgewiesene *E. icterata* genauso darunter gewesen sein. *E. succenturiata* kann jedenfalls für Ruderalfluren wie die am Lagerplatz und auf der Steintreppe als durchaus typisch angesehen werden.

Auch der polyphag an Laubgehölzen lebende Herbstspanner *Epirrita dilutata* ist sicherlich schon immer in dem Gelände bodenständig gewesen. Sie wurde nur deshalb nicht konkret nachgewiesen, weil die bisher gefundenen *Epirrita*-Raupen entweder keinen Falter ergaben oder nur artmäßig nicht bestimmbare Weibchen. Es spricht vieles dafür, dass von den drei in Frage kommenden *Epirrita*-Arten *E. dilutata* in einem Parkgelände wie dem Golfplatz die häufigste sein dürfte, während *E. christyi* wohl eher eine typische Waldart ist, doch kann ihr Vorkommen dort dennoch nicht ganz ausgeschlossen werden.

Das schon im Kapitel zum Eller Forst besprochene Taubenschwänzchen *Macroglossum stellatarum* wurde als Raupe geklopft, und zwar an der steilen Böschung bei der neu angelegten Tankstelle neben dem kleinen Lagerschuppen. Das Elterntier hat sich offenbar nicht durch die dort geparkten Fahrzeuge und den Benzingeruch davon abschrecken lassen, in den dichten Labkrautbeständen am Hangfuß mindestens ein Ei abzulegen. Auch an der Steintreppe könnte sich das Taubenschwänzchen sicherlich entwickeln und vermutlich dienten diese labkrautreichen Biotop auch schon in den Vorjahren des Öfteren als Entwicklungshabitate, ohne dass die Art dabei auch jedes Mal konkret gefunden worden wäre.

Erwähnenswert ist des Weiteren der Wiederfund der Gebüsch-Wintereule *Conistra ligula*, einer Art, die für solch ein Park- und Heckengelände eigentlich sehr typisch ist und dennoch in den letzten Jahren seltenerweise nicht als Raupe gefunden werden konnte (vgl. auch das Kapitel Eller Forst).

Anders ist der Wiederfund der Magerwiesen-Erdeule *Agrotis clavis* einzuschätzen, von der 2009 schon einmal ein Individuum gefunden worden war. Diese Art besiedelt v. a. Steinbrüche und ähnliche Xerothermbiotope und dürfte auf dem Golfplatz kaum bodenständig sein. Vermutlich stammte das Tier von Steinbruchbereichen im nicht weit entfernten Neandertal, wobei die sommerliche Wärme solche Dispersionsbewegungen gefördert haben mag.

Von der seit einigen Jahren wieder immer wieder häufiger werdenden und an Flechten lebenden Sichel-eule *Laspeyria flexula* konnten erstmals sogar zwei Raupen geklopft werden, was als weiteres Indiz dafür zu werten ist, dass diese Art wie auch so viele andere an Flechten lebende Arten immer häufiger wird im Zuge der Verbesserung der Luftqualität und dem damit verbundenen besseren Gedeihen der Flechten (vgl. dazu DAHL 2014 sowie WIROOKS 2017).

Ein besonders gutes Flugjahr kann man 2018 auch dem Großen Kohlweißling *Pieris brassicae* attestieren mit neun auf dem Golfplatz nachgewiesenen Faltern nachdem zuvor nur von 2009 bis 2012 insgesamt sieben Falter gezählt worden waren und danach gar keiner mehr. Diese Aussage wird bekräftigt durch viele ähnliche Beobachtungen in Deutschland (KÜHN 2018). Laut Observation.org (2018) wurden in NRW 2018 alleine 1832 Falter gemeldet von insgesamt 3444 seit 2005 dort gemeldeten Exemplaren dieser Art. Im Eller Forst konnte sie allerdings auch dieses Jahr wieder gar nicht nachgewiesen werden.

Ein ähnlich gutes Jahr hatte z. B. auch der Wanderfalter *Agrotis ipsilon*, von dem in Hubbelrath 38 Falter gefangen wurden nach drei Individuen 2017 und insgesamt zwölf in den Jahren bis 2013. Auch hier bestätigen diese Beobachtungen den Gesamttrend für NRW, denn laut Observation.org (2018) wurden dort 2018 alleine 130 Falter gemeldet von insgesamt 164 seit 2005 gemeldeten.

Naturschutzfachliche Bewertung der Untersuchungsgebiete und ihrer Schmetterlingsfauna

Eller Forst

Insgesamt betrachtet kann man den Eller Forst aus naturschutzfachlicher Sicht als ein regional für Schmetterlinge sehr bedeutsames Gebiet ansehen. Bedingt durch seine hohe Boden- und Luftfeuchte kann er vielen hydrophilen Arten Rückzugsmöglichkeiten bieten, die besonders im Zuge der Klimaerwärmung für diese wichtig werden könnten. Zur detaillierteren naturschutzfachlichen Bewertung des Eller Forstes sei an dieser Stelle auf die Aussagen in den vorangegangenen Berichten der letzten Jahre verwiesen (WIROOKS 2015, 2016, 2017, 2018).

Hubbelrath

Entgegen der gängigen Erwartung erweist sich der Golfplatz Hubbelrath als sehr artenreicher Tag- und vor allem Nachtfalterlebensraum mit einer Reihe auch naturschutzfachlich bedeutsamer Arten. Die Anlage und Pflege von Kleinstbiotopen wie einer Trockenmauer und einigen Feuchtbiotopen erwies sich dabei als sehr förderlich, vor allem im Dienste einer besseren Biotopvernetzung (vgl. WIROOKS 2015, 2016, 2017, 2018).

Der „Insektensommer 2018“ und seine Auswirkungen auf Schmetterlinge

Das Jahr 2018 war im Allgemeinen ein gutes Schmetterlingsjahr, und zwar sehr deutlich belegt bei vielen Tagfaltern. So zeigt eine vorläufige Auswertung des Tagfaltermonitorings TMD von Mitte August, dass es

in diesem Sommer besonders viele Tagfalterbeobachtungen gab (KÜHN 2018). Auffallend war dabei vor allem, dass es vom Großen Kohlweißling, der früher sogar als Schädling galt und in den letzten Jahren mancherorts schon auf Rote Listen gesetzt worden war, im Sommer dreimal mehr Beobachtungen gab als im Vergleichszeitraum des Vorjahres. Die Daten aus Hubbelrath bestätigen diese regelrechte Massenvermehrung auch für Düsseldorf (s. oben). Auch viele andere, vorzugsweise große und teilweise sonst auch extrem seltene Tagfalterarten, hatten 2018 ein gutes Jahr, vor allem Kaisermantel, Großer und Kleiner Schillerfalter und Großer und Kleiner Eisvogel (ebenda).

Das Beispiel des großen Kohlweißlings zeigt, wie schwierig es ist, aus den Beobachtungsdaten sichere Schlüsse zum Zustand der Gesamtpopulationen einzelner Arten zu ziehen. So zeigt z. B. eine Trendanalyse der im Rahmen des TMD gewonnenen Beobachtungsdaten des Großen Kohlweißlings seit 2006 bis 2016 einen Rückgang, der wie die Kurve zeigt allerdings im Wesentlichen wohl v. a. auf hohen Falterzahlen im Anfangsjahr 2006 basierte (KÜHN et al. 2017). Unter Mitberücksichtigung der immensen Beobachtungsdaten in 2018 dürfte nun wohl keinerlei Rückgang mehr erkennbar sein. Somit würde diese Art also zu einer Gruppe von Arten wie z. B. dem Kleinen Fuchs zählen, bei denen sich Bestandsschwankungen über so lange Zeiträume erstrecken, dass ein Bestandstrend auf der Basis einer kurzen Zeitreihe von elf Jahren schwierig zu beurteilen ist.

Als Gründe für die hohen Falterzahlen in diesem Jahr werden viele verschiedene Möglichkeiten diskutiert, wie z. B. die 2018 gegebene Kombination aus kaltem Winter (v. a. kalter März) und warmem Frühjahr ohne Spätfröste, insbesondere bei Falterarten, die als Raupen oder Puppen überwintern (KÜHN 2018). Umgekehrt formuliert könnte ein frühes, warmes Frühjahr, das überwinternde Falter aus ihren Winterquartieren lockt, bzw. die Entwicklung der Eier, Raupen und Puppen beschleunigt, dann beim Auftreten von Spätfrösten, wie es sie im Jahre 2017 gab, negative Auswirkungen auf Populationen haben.

Es wird sogar diskutiert, dass die vielen Spätfröste 2017 womöglich indirekt einen positiven Effekt auf die Insektenpopulationen in 2018 hatten (KLEIN 2018). Dies könne folgendermaßen erklärt werden: Durch den Frost hätten viele Pflanzen (z. B. Obstbäume) 2017 deutlich weniger Früchte getragen und somit Energie für das Frühjahr 2018 „gespart“. Die Pflanzen konnten entsprechend in diesem Frühjahr verstärkt austreiben, stärker blühen und mehr Früchte tragen, so dass mehr Nahrung für Insekten verfügbar gewesen sei als sonst.

Solche kausalanalytischen Betrachtungen können allerdings bei der so unterschiedlichen Lebensweise der einzelnen Arten nur punktuell plausible Erklärungen liefern. Zudem müssen selbst bei solch standardisierten Erfassungsmethoden wie denen des TMD noch methodische Faktoren berücksichtigt werden, denn es handelt sich bei den gemessenen Größen schließlich „nur“ um Aktivitätsabundanzen und nicht um absolute flächenbezogene Populationsgrößen, die man wenn überhaupt, nur mit aufwendigen Fang-Wiederfang-Methoden ermitteln könnte. Da die Flugaktivität der Falter bei warm-trockenem Wetter gemeinhin am höchsten ist darf es eigentlich nicht überraschen, dass man in einem „Schönwetterjahr“ mehr Falter zu Gesicht bekommt als in einem verregneten Sommer. Allerdings muss man auch dabei noch berücksichtigen, dass viele Falter bei extrem hohen Temperaturen, also deutlich über 30 Grad, auch nicht mehr fliegen bzw. ihre Flugzeit dann womöglich in die kühleren Morgenstunden verlegen. Letztlich wird es unmöglich sein, eine allgemeingültige Erklärung zu finden, denn jede Art reagiert ganz individuell auf bestimmte Witterungsphänomene.

Eine weitere Besonderheit des Sommers 2018 war die langanhaltende Dürre. Sie könnte in dieser Form auch negative Auswirkungen auf gewisse Schmetterlingspopulationen haben, und es gab anscheinend

im August schon Indizien, die auf einen Einbruch der Bestände hinwiesen (KÜHN 2018). Dies wäre nicht verwunderlich, denn viele Blütenpflanzen waren längst abgeblüht oder vertrocknet, so dass im Spätsommer das Nektarangebot für die Falter knapper geworden sein dürfte.

Wie sich der Supersommer 2018 langfristig auf die Schmetterlingspopulationen auswirken wird, ist fraglich. Es kann durchaus sein, dass manche Arten in diesem Jahr mehr Nachkommen zeugen konnten als sonst und sich bei ihnen – zumindest bei anhaltend für ihre Entwicklung günstigen klimatischen und sonstigen Bedingungen – langfristig ein positiver Trend manifestieren wird. Allerdings sind theoretisch sogar negative Auswirkungen auf Arten denkbar, die zunächst einmal von solch einem Supersommer profitiert zu haben scheinen. So seien die Bestände vieler im trockenheißen Rekordsommer 1976 in England zahlreich beobachteter Tagfalterarten in den Folgejahren zusammen gebrochen (Fox 2018). Dies wurde darauf zurückgeführt, dass die von den Sommerfaltern abstammenden nachfolgenden Entwicklungsstadien keine Nahrung mehr gefunden hätten, weil die Futterpflanzen am Ende des Sommers vertrocknet waren. Solch ein Phänomen wäre auch nach dem Supersommer 2018 bei uns denkbar, doch dürfte es nur einen bestimmten, eher kleineren Teil der Arten betreffen. Viele Arten überwintern ja als Ei oder Jungraupe ohne Nahrungsaufnahme und dürften davon entsprechend kaum betroffen sein, ebenso wie Arten, die an Pflanzen leben, die nicht so sehr unter der langen Trockenheit gelitten haben. Außerdem gibt es auch noch regionale Unterschiede im Ausmaß der Dürre.

Bezüglich einer möglichen spätsommerlichen Raupenarmut kann für die Untersuchungsgebiete in Düsseldorf folgendes festgehalten werden: Bei der Raupensuche am 31.8. war es sehr auffällig, dass in beiden Gebieten an Laubbäumen kaum Raupen gefunden werden konnten, obwohl sonst um diese Jahreszeit sehr viele Arten daran zu finden sind. Besonders überraschend war dabei, dass von manchen sonst im Spätsommer/Herbst an Eichen und ein paar anderen Laubbäumen recht häufigen Arten wie *Pseudoips prasinana* und *Apoda limacodes* kein einziges Exemplar gefunden werden konnte. Im Jahr 2015 konnten in Hubbelrath am 24.9. alleine zwei bzw. sieben Exemplare dieser Arten an einer einzigen einzeln stehenden Eiche gefunden werden nebst einem Exemplar von *Calliteara pudibunda*. Selbst wenn die Raupen dieser Arten am 31.8.2018 noch nicht ausgewachsen gewesen wären, hätte man sie zu diesem Termin durchaus schon leicht finden können, doch es wurden weder an dieser noch an einer anderen Eiche in Hubbelrath diese Arten gefunden. Auch in Aachen konnten bei einer Waldexkursion am 30.9.2018 im Vergleich zu ähnlichen Exkursionen der Vorjahre kaum Raupen gefunden werden: keine einzige *Heterogena asella* oder *Apoda limacodes* und auch nur eine einzige *Pseudoips prasinana*. Es wäre zumindest denkbar, dass solche Waldarten an offeneren, mehr der Sonne ausgesetzten Standorten, als Raupe abgestorben sind und nur in naturgemäß kühleren Wäldern den Supersommer überlebt haben.

Ob diese Beobachtungen wirklich bedeuten, dass es im Spätsommer 2018 weniger Raupen gab, oder sich zumindest weniger Raupen erfolgreich entwickeln konnten, darf aber bezweifelt werden. Immerhin ist es auch denkbar, dass sich viele Arten infolge der sommerlichen Wärme einfach nur schneller entwickeln konnten und Ende August zu einem großen Teil schon verpuppt waren und nur deshalb nicht mehr gefunden wurden. In diesem Zusammenhang ist es interessant, dass am 31.8. von zwei Arten je eine Raupe gefunden wurde, die im Sommer eine Dormanzphase durchmachen, in welcher sie sich unabhängig von Wärmezufuhr nicht bzw. nur sehr langsam entwickeln, nämlich *Chloroclysta siterata* und *Calliteara pudibunda*. Um diese Frage wirklich befriedigend beantworten zu können hätte man im Sommer regelmäßig entsprechende Raupensuche an Bäumen betreiben müssen.

Auffällig war 2018 in den Untersuchungsgebieten auch die Seltenheit vieler Blütenspanner. Während in den Vorjahren im Juni oder Juli *Eupithecia subfuscata* und *Eupithecia satyrata* im Eller Forst als Falter gefangen wurden konnte am 20.6.2018 dort bei gutem Fangwetter kein einziger Blütenspanner nachgewiesen werden. Dies könnte allerdings auch einfach daran liegen, dass diese beiden normalerweise von Mai bis in den Juli fliegenden, als Einzelindividuum aber eher kurzlebigen Arten infolge des seit Anfang Mai nahezu ununterbrochenen warmen Wetter am 20.6. ihre Flugzeit schon weitgehend beendet hatten. Auffällig war auch das Fehlen der sonst im August immer sehr häufigen Raupen von *Eupithecia tripunctaria* in beiden Gebieten. Diese leben in der 2. Generation hauptsächlich an Bärenklau, welcher in beiden Gebieten Anfang August schon völlig abgeblüht war. Auch hier kann es natürlich sehr gut sein, dass die Raupenzeit einfach nur ein paar Wochen nach vorne verschoben war und die Raupen Anfang August schon längst verpuppt waren.

Eine grundsätzliche Raupenarmut hat es im Spätsommer in den Untersuchungsgebieten nicht gegeben, denn in der Krautschicht sah es anders aus als an den Bäumen. Immerhin konnten am 31.8. durchaus viele Raupen auf einem mehr oder weniger frischen Erdhügel mit frischen und artenreichen Unkrautfluren in Hubbelrath gefunden werden. Es handelte sich dabei sowohl um Puppenüberwinterer wie auch um Raupenüberwinterer, von denen die meisten dort am 7.8. schon als Falter gefangen worden waren: *Autographa gamma/Macdunnoughia confusa* agg., *Discestra trifolii*, *Eupithecia succenturiata/icterata* agg., *Lacanobia oleracea*, *Mamestra brassicae*, *Mythimna pallens*, *Mythimna ferrago*, *Xestia c-nigrum*, *Xestia triangulum*. Auffällig war dabei wohl das Fehlen der sonst in Hubbelrath auf Ruderalfluren seit 2014 stets gefundenen *Cucullia absinthii*, deren bisher spätester Fund vom 24.9.2015 datiert. In den anderen Jahren wurden allerdings teils schon Anfang August fast ausgewachsene Raupen gefunden und man darf annehmen, dass diese an Beifuß lebende Art am 31.8. einfach schon komplett durch war mit ihrer Entwicklung und deshalb keine Raupe mehr gefunden wurde.

Auswirkungen des Klimawandels auf die Phänologie

Der Klimawandel kann sich nicht nur auf die Abundanz und räumliche Verbreitung von Schmetterlingsarten auswirken, sondern auch auf die Phänologie, also das zeitliche Erscheinen der einzelnen Entwicklungsstadien. Es gab 2018 insgesamt einige Indizien dafür, dass die Flugzeiten von im Sommer fliegenden Arten durch die ungewöhnliche Wärme im April und Mai früher begonnen hatten als in normalen Jahren. So flogen „Bereits Anfang Juni ... Große Ochsenaugen, am 15. Juni konnte ich erste frische Tagpfauenaugen der Sommergeneration beobachten, 3 bis 4 Wochen früher als gewöhnlich!“ (schriftliche Mitteilung KARL-HEINZ JELINEK).

Auch am Eller Forst konnten entsprechende Beobachtungen dokumentiert werden, und zwar beim Schlehenzipfelfalter *Satyrium pruni* auf der Wiese 3: „Hatte ich im letzten Jahr ca. 5 Exemplare maximal erblickt, so waren es heute nachmittag [17.5.2018] gewiss zehn Stück“ (schriftliche Mitteilung MARTINE GOERIGK).

Viele Arten können pro Jahr nicht nur eine, sondern mehrere Generationen hervorbringen. Die Steuerung der Generationenfolge erfolgt vielfach über die Tageslänge, doch spielt in gewissen Grenzen auch die Temperatur dabei eine wichtige Rolle. Dabei ist sommerliche Wärme im Allgemeinen förderlich für die Ausbildung zusätzlicher Generationen. Dementsprechend finden sich häufig Formulierungen in der Literatur wie „normalerweise monovoltin, in warmen Jahren eine partielle 2. Generation möglich“. Dahinter

verbirgt sich die Tatsache, dass ein Teil der Tiere in Diapause geht, um erst im folgenden Jahr erneut Falter zu ergeben, während der andere Teil sich im selben Jahr noch bis zum Falter durchentwickelt. Ein Beispiel dafür ist die oben als Arealerweiterer schon erwähnte *Idaea rusticata*. Diese bisher meist als monovoltin geltende Spezies hat in diesem Jahr eindeutig eine zumindest partielle 2. Generation hervor gebracht. Der Falter vom Eller Forst gehört mit dem Fangdatum 20.6. eindeutig zur 1. Generation, welche von Juni bis August dauert. Aus der normalerweise überwinternden Raupe haben sich in diesem Jahr aber vielerorts noch im Oktober Falter entwickelt. So konnte der Autor z. B. am 13.10. ein unbefruchtetes Weibchen in Aachen am Licht fangen. Auch in Hilden wurde am 17.10. ein Exemplar gefangen (schriftl. Mittlg. ARMIN DAHL) sowie in Pommern/Mosel am 15.10. (schriftl. Mittlg. HEINZ SCHUMACHER). Diese Fänge fielen in eine Zeit ungewöhnlicher sommerlicher Wärme im Oktober und wurden dadurch natürlich begünstigt. Wahrscheinlich hätten sich aber auch ohne dieses Phänomen nur infolge der langanhaltenden Sommerhitze einige Tiere durchentwickelt und wären dann in einer ungünstigen, weil kalten Zeit, als Falter geschlüpft. Es kann nicht einmal ganz ausgeschlossen werden, dass es sich dabei womöglich sogar schon um eine 3. Generation gehandelt hat, doch müsste man zur Klärung solcher Fragen größere Datenmengen analysieren.

Eine gewisse Verschiebung von einer eher monovoltinen zu einer polyvoltinen Lebensweise scheint es in den letzten Jahren bei *Aetheria bicolorata* zu geben, die von KOCH (1984) noch als im Wesentlichen monovoltin eingestuft wurde. Eigene Daten des Autors mit dem räumlichen Schwerpunkt in Aachen belegen dies für die 90er Jahre des letzten Jahrhunderts durch Eifunde Ende Juni bis Anfang Juli sowie Raupenfunde von Ende Juni bis Anfang August (vgl. auch WIROOKS & THEISSEN 1999). Dann wurde am 3.9.2005 eine erwachsene Raupe in Aachen gefunden, die man schon als 2. Generation deuten kann. Die konkreten Daten aus Hubbelrath von 2017 deuten auch auf zwei Generationen hin mit drei Raupen in vorletzter Haut vom 10.6., dem für den Autor bisher frühesten Funddatum einer Raupe. Die am 14.8.2017 dort gefundene Raupe in vorletzter Haut dürfte dementsprechend dann einer 2. Generation angehören ähnlich wie die drei am 31.8.2018 dort gefundenen Raupen.

Im Extremjahr 2018 gab es noch viele weitere Beobachtungen von Schmetterlingen außerhalb ihrer normalen Flugzeit, wobei besonders einige erwähnenswert sind, die Arten betreffen, welche bisher normalerweise nie eine 2. Generation ausgebildet haben. Hier ist insbesondere zu nennen der Große Schillerfalter *Apatura iris*, von dem am 13.10.2018 bei Hilden ein Männchen beobachtet werden konnte (Observation.org 2018). Dies war nicht die einzige späte Sichtung dieses normalerweise nur im Sommer fliegenden Tagfalters: ein weiteres Exemplar wurde am 16.10. in den Niederlanden bei Kerkrade fotografiert. Ähnlich sensationell ist auch die Beobachtung eines Falters von *Siona lineata* am 9.10. im Südspessart. Diese Art fliegt normalerweise nur in einer eher kurzen Generation im Juni und überwintert als Raupe.

Aktuelle Ausbreitungs- und Rückzugsbewegungen von Schmetterlingsarten in NRW

Wie schon in den Jahren zuvor wurde auch 2018 wieder vielfach über Arealerweiterungen bei verschiedenen Schmetterlingsarten berichtet, von denen viele höchstwahrscheinlich zumindest auch klimabedingt sind. Verantwortlich für die besonders schnelle Ausbreitung mancher dieser Arten dürfte dabei sicherlich auch der außerordentlich warme Sommer gewesen sein, denn durch Wärme erhöht sich die Dispersionsaktivität vieler Schmetterlinge, wodurch sich die Wahrscheinlichkeit der Neubesiedlung zuvor unbesetzter Habitat-patches erhöht (CORMONT 2011).

Weit nach Norden und dabei tief in NRW hinein vorgedrungen ist 2018 u. a. der Brombeer-Perlmutterfalter *Brenthis daphne*. Diese Art ist seit ein paar Jahren von Frankreich aus über das Saarland nach Rheinland-Pfalz vorgedrungen und war 2015 zum ersten Mal im Süden von NRW registriert worden. Sie hat inzwischen die Eifel durchquert und ist fast in Düren angekommen (vgl. HANISCH 2018). Für die Ausbreitung dürfte der Klimawandel der Hauptgrund sein, da die Art vom Larvalhabitat her nicht sonderlich anspruchsvoll zu sein scheint und einfach nur Brombeeren als Raupenfraßpflanze braucht.

Einen ähnlichen schnellen Vormarsch hatte es in den letzten Jahren auch beim Kurzschwänzigen Bläuling *Cupido argiades* und beim Karstweißling *Pieris mannii* gegeben, in dessen Folge beide Arten sich auch in Düsseldorf ansiedeln konnten. Der Kurzschwänzige Bläuling hat mittlerweile bis auf das Weserbergland sogar fast ganz NRW erobert (AGRWL 2018 und Observation.org 2018).

Einen erfreulichen Wiederfund einer in NRW zuletzt als ausgestorben geltenden Art gab es 2018 auch, und zwar in Gestalt einer Population des Magerrasen-Perlmutterfalters *Boloria dia* in der Südeifel (HANISCH 2018). Auch vom Kleinen Schillerfalter *Apatura ilia* gab es zuletzt vermehrt Meldungen aus der Eifel, teilweise auch an für die Art neuen Fundorten (ebenda). Bei solch einer nicht leicht zu beobachtenden Art ist es allerdings auch denkbar, dass die Populationen früher lediglich zu klein waren, um nachgewiesen werden zu können und es sich demnach nicht wirklich um eine echte Arealerweiterung gehandelt hat. Erwähnenswert ist auch die 2016 entdeckte Population des Mehrbrütigen Würfeldickkopffalters *Pyrgus armoricanus* im Übergangsbereich der Niederrheinischen Bucht zur Eifel, welche die momentan einzige in NRW darstellt (AGRWL 2018).

Auch bei einigen Nachtfaltern gab es neue Fundorte von arealerweiternden Arten. So wurde die sich ostwärts ausbreitende und 2015 in Duisburg erstmals für Deutschland nachgewiesene Zypressen-Holzeule *Lithophane leautieri* 2018 zum ersten Mal auch in der Nähe von Düsseldorf gemeldet (AGRWL 2018) sowie in Würselen bei Aachen (schriftl. Mittlg. WOLFGANG VORBRÜGGEN). Die Art lebt in Südeuropa an Wachholderarten und hat sich verschiedene als Ziersträucher gepflanzte Zypressengewächse erschlossen (STEINER et al. 2014). Sie kann insofern fast als Kulturfolger angesehen werden, doch dürfte der Klimawandel bei der ostwärts gerichteten Ausbreitung einer solchen im Herbst fliegenden atlantomediterranen Art sicherlich auch eine Rolle gespielt haben.

Eine weitere Nachtfalterart mit einer nordwärts gerichteten Ausbreitungsbewegung ist das Purpur-Prachteulchen *Eublemma purpurina*. Seitdem 2017 erste Funde in NRW bekannt wurden, u. a. auch in Düsseldorf-Stockum, gab es in 2018 immer mehr Beobachtungen an neuen Orten, die es wahrscheinlich machen, dass sich diese früher als Wanderfalter angesehene Art möglicherweise doch in NRW angesiedelt hat (DAHL 2018, GOERIK 2018).

Im Gegensatz zu Ausbreitungsbewegungen sind Rückzugsbewegungen grundsätzlich schwieriger zu belegen, da ein fehlender Nachweis ja auch leicht darauf beruhen kann, dass zur falschen Zeit, mit den falschen Methoden oder einfach gar nicht nach einer Art gesucht worden ist. Dennoch kann man bei intensivem Studium vorhandener Daten manchmal Hinweise für gewisse Populationsrückgänge und/oder Arealverluste finden. An dieser Stelle sei als Beispiel der Spanner *Horisme vitalbata* genannt, den der Autor früher sehr regelmäßig fangen konnte, nach 2007 allerdings nur noch ein einziges Mal. Auf den Verbreitungskarten im Internet finden sich zwar auch einzelne aktuelle Nachweise, doch gibt es schon eine Menge Fundpunkte mit nicht mehr ganz aktuellen Beobachtungsdaten. Es ist gut möglich, dass sich hinter diesen Daten ein tatsächlicher Rückgang verbirgt, doch bräuchte es für eine solche Aussage noch weitaus konkretere Daten, z. B. durch gezieltere Nachsuche in Gebieten, in welchen die Art früher regel-

mäßig auftrat. Immerhin wurde sie dementsprechend in der Roten Liste Bergisches Land 2001 gegenüber 1999 von stark gefährdet auf ausgestorben/verschollen gesetzt und auch NRW-weit von Vorwarnliste auf gefährdet höher gestuft.

Ferner sei an dieser Stelle noch erwähnt, dass es aus TMD-Daten generierte Indizien für einen gewissen Rückgang der Biodiversität bei Tagfaltern in Deutschland gibt (RADA et al. 2018). Zumindest wurde festgestellt, dass es auf ausgewählten Transektstrecken über 10 Jahre von 2005 bis 2015 einen ca. 10%igen Rückgang der Artenzahl pro Transekt gegeben hat. Wie diese Daten zu interpretieren sind, ist im Moment allerdings noch sehr schwierig zu beurteilen. Bezogen auf NRW gibt es in jedem Fall innerhalb der letzten 30 Jahre eher einen Anstieg der Biodiversität von Schmetterlingen, und zwar bei Tagfaltern und Nachtfaltern. In diesem Zeitraum konnten zwar viele Arealerweiterungen und neu hinzu gekommene Arten dokumentiert werden, aber keine großräumigen Arealverluste oder neu ausgestorbenen Arten. Die vielen bislang in NRW dokumentierten Aussterbeprozesse haben bis auf einen einzigen, *Pseudophilotes baton*, alle vor 1990 stattgefunden.

Literatur

AGRWL (= ARBEITSGEMEINSCHAFT RHEINISCH-WESTFÄLISCHER LEPIDOPTEROLOGEN) 2018 (Hrsg.): Datenbank Schmetterlinge AG Rheinisch-Westfälischer Lepidopterologen unter <http://nrw.schmetterlinge-bw.de/> (letzter Zugriff 29.11.2018).

CORMONT, A., MALINOWSKA, A. H., KOSTENKO, O., RADCHUK, V., HEMERIK, L., WALLIS DE VRIES, M. F. & VERBOOM, J. (2011): Effect of local weather on butterfly flight behaviour, movement, and colonization: significance for dispersal under climate change. *Biodiversity Conservation* 20: 483-503.
<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs10531-010-9960-4.pdf> DOI 10.1007/s10531-010-9960-4 (letzter Zugriff 24.01.2019).

DAHL, A. (2009): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2008. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 55-86.

DAHL, A. (2010): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 86-115.

DAHL, A. (2011): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 91-114.

DAHL, A. (2012): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2011. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 100-130.

- DAHL, A. (2013): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2012. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 104-125.
- DAHL, A. (2014): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 110-139.
- DAHL, A. (2018): Neue Nachweise des Purpur-Zwergelchens *Eublemma purpurina* (DENIS & SCHIFFER-MÜLLER, 1775) (Lep., Noctuidae). *Melanargia* 30(4): 176-181.
- DAHL, A. & GOERIGK, M (2017): *Idaea rusticata* (Denis & Schiffermüller, 1775): Arealerweiterer in Nordrhein-Westfalen (Lep., Geometridae). *Melanargia*, 29(4): 175-179.
- DUDLER, H., KINKLER, H., LECHNER, R., RETZLAFF, H., SCHMITZ, W. & SCHUMACHER, H. (1999): Rote Liste der gefährdeten Schmetterlinge (Lepidoptera) in Nordrhein-Westfalen. 3. Fassung mit Artenverzeichnis. In LÖBF (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 3. Fassung. LÖBF-Schriftenreihe 17: 575-626, Recklinghausen.
- FOX, R (2018): <https://butterfly-conservation.org/news-and-blog/drought-and-butterflies> (Zugriff: 29.11.2018).
- GOERIGK, M. (2017): Gelang *Eublemma purpurina* (DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775) eine kurzfristige Ansiedlung in Nordrhein-Westfalen? (Lep., Geometridae). *Melanargia*, 30(2): 69-72.
- HERMANN, G. (1992): Tagfalter und Widderchen – Methodisches Vorgehen bei Bestandsaufnahmen zu Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen, S. 219-238. Weikersheim: Margraf 1992.
- KARSHOLT, O. & RAZOWSKI, J. (1996) (Hrsg.): The Lepidoptera of Europe. A distributional checklist. 380 S., Stenstrup (Apollo Books).
- KLEIN, A. M. (2018): <https://www.sueddeutsche.de/wissen/insekten-wir-haben-diesen-sommer-noch-nicht-genug-wespen-1.4085756> (Zugriff: 29.11.2018).
- KOCH, M. (1984): Wir bestimmen Schmetterlinge, Neumann Verlag.
- KÜHN, E. (2018): <https://blogs.helmholtz.de/falter-blog/2018/08/insektensterben-vs-insektensommer-einwiderspruch/> (Zugriff: 29.11.2018).
- KÜHN, E, MUSCHE, M, HARPKE, A., WIEMERS, M., FELDMANN, R. & SETTELE, J. (2017): Tagfalter-Monitoring Deutschland: Jahresauswertung 2016. *Oedippus* 34: 6-37.
- LEPIFORUM (2018a): http://www.lepiforum.de/2_forum_2017.pl?page=1;md=read;id=6868 (Zugriff: 29.11.2018).
- LEPIFORUM (2018b): http://www.lepiforum.de/2_forum_2017.pl?page=1;md=read;id=6881 (Zugriff: 29.11.2018).

- LEPIFORUM (2018c): http://www.lepiforum.de/2_forum_2017.pl?page=1;md=read;id=6892 (Zugriff: 29.11.2018).
- MEIER, M. (1992): Nachtfalter – Methoden, Ergebnisse und Problematik des Lichtfanges im Rahmen landschaftsökologischer Untersuchungen. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen, S. 203-218. Weikersheim: Margraf 1992.
- Observation.org 2018: https://nrw.observation.org/map_lastobs_v2.php (Zugriff: 29.11.2018).
- Observation.org NL 2018: <https://waarneming.nl/soort/maps/133534?from=2000-11-29&to=2018-11-29> (Zugriff: 29.11.2018).
- RADA S, SCHWEIGER O, HARPKE A, et al. (2018): Protected areas do not mitigate biodiversity declines: A case study on butterflies. *Divers Distrib.* 2018;00:1–8. <https://doi.org/10.1111/ddi.12854>.
- SCHMITZ, U. (2015): Floren- und Vegetationskartierung der Golfanlage bei Düsseldorf-Hubbelrath. Gutachten im Auftrag des Golfclub Hubbelrath / Land und Golfclubs Düsseldorf e.V. 27 S. u. 4 Karten im Anhang.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & A. LEISTEN (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & BUSCH, J. (2010): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2009. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann, 127 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & J. BUSCH (2011): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann. 134 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A. & J. BUSCH (2014): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2013. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der ULB Kreis Mettmann. 156 S.
- SCHUMACHER, H, VORBRÜGGEN, W., RETZLAFF, H & SELIGER, R. 2011: Rote Liste und Artenverzeichnis der Schmetterlinge (Lepidoptera) in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung, Stand Juli 2010. In: Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 4. Fassung, 2011 – LANUV-Fachbericht 36, Band 2, 239-332.
- SETTELE, J., STEINER, R., REINHARD, R. & FELDMANN, R. (2009): Schmetterlinge. Die Tagfalter Deutschlands. Stuttgart (Ulmer Verlag), 256 S.

- STEINER, A. (1997): *Cosmia affinis*. (LINNAEUS, 1767) Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 6: Nachtfalter IV. Stuttgart (Ulmer), S. 401-403.
- STEINER, A. (1998): *Mythimna pallens* (LINNAEUS, 1758). Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 7: Nachtfalter V. Stuttgart (Ulmer). S. 276-279.
- STEINER, A., RATZEL, U., TOP-JENSEN, M & M. FIBIGER (2014): Die Nachtfalter Deutschland. BugBook Publishing, 878 S.
- WIROOKS, L. (2015): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2014. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 118-160.
- WIROOKS, L. (2016): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2015. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 126-162.
- WIROOKS, L. (2017): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2016. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 129-156.
- WIROOKS, L. (2018): Schmetterlinge. In SCHMITZ et al.: Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2017. Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Stadt Düsseldorf. S. 133-157.
- WIROOKS, L. & THEISSEN, B. (1999): Neue Erkenntnisse zur Nahrungsökologie und Phänologie von Makrolepidopterenraupen – Eine Zusammenfassung der Ergebnisse langjähriger Raupensuche unter besonderer Berücksichtigung ihrer Nahrungspflanzen und Phänologie. *Melanargia* 11: 1-79.

7 Stechmücken

Olaf Diestelhorst

Einleitung

Stechmücken werden im Gegensatz zu den meisten anderen Organismengruppen nicht in Roten Listen aufgeführt, sondern meistens als gefährlich oder zumindest lästig eingestuft und mit Hinweisen zur Bekämpfung bedacht (MARTINI 1920, SCHUSTER & MOHRIG 1971). Dieses liegt an ihrer Funktion als Vektor verschiedener auf den Menschen übertragbarer Krankheiten. Während es bis zum Anfang des 20. Jahrhunderts hauptsächlich um die Bekämpfung von Malaria übertragenden *Anopheles* Arten ging, liegt heute der Fokus auf den durch den zunehmenden Tourismus und internationalen Handel eingeschleppte *Aedes* Arten. In Containern brütende *Aedes/Ochlerotatus* Mücken können innerhalb weniger Stunden von einem Kontinent zum anderen verschleppt werden (BECKER 2014). Dies gilt besonders für die Japanische Buschmücke *Aedes japonicus*, die erstmals 2009 (BECKER et al. 2011) und die asiatische Tigermücke *Aedes albopictus* (PLUSKOTA et al. 2008), die erstmals 2007 in Deutschland nachgewiesen wurde. Der Fokus bei den 2018 durchgeführten Untersuchungen lag insbesondere auf dem Nachweis der genannten neu eingewanderten *Aedes* Arten.

Untersuchungsgebiete

Nordfriedhof gegenüber Großmarkt

Der fast 70 ha große Nordfriedhof bietet mit seinen vielen mit Wasser gefüllten Blumenvasen ein gutes Brutrevier für verschiedene Mückenarten. Der gewählte Standort liegt unweit der Ulmenstraße (Abb. 7/1). Auf der anderen Straßenseite befindet sich mit dem Großmarkt. Dort können durch die internationale Warenlieferung mit LKWs fremde Arten eingeschleppt werden. Der Nordfriedhof entspricht mit seiner Struktur und dem Baumbestand einer Parklandschaft. Einzelbäume und kleinere Baumgruppen wechseln sich mit offenen Bereichen ab.

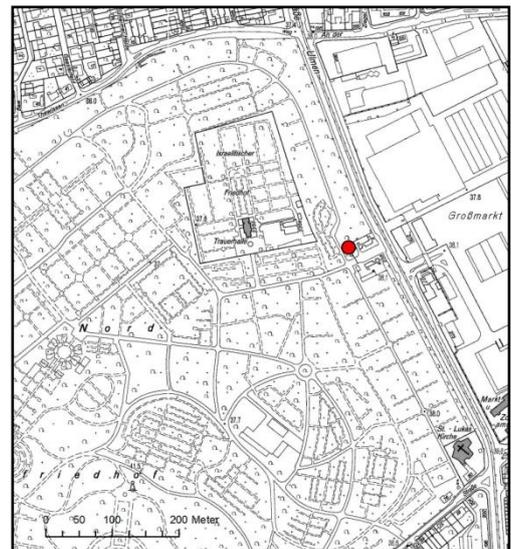


Abb. 7/1: Fallenstandort Nordfriedhof mit BG-GAT Falle. 21.09.2018, O. Diestelhorst.

Golfplatz (GSV Golf-Sport-Verein Düsseldorf) am Hafen

Der Golfplatz befindet sich zwischen dem Rhein im Norden und dem Düsseldorfer Hafen im Süden (Abb. 7/2). Der Hafen könnte durch Frachtschiffe und dadurch erfolgten Warenverkehr ein Einfallstor für Arten aus anderen Regionen sein. Der Fallenstandort befand sich in einer Lagerecke des Betriebshofs des Golfplatzes GSV (Golf-Sport-Verein Düsseldorf).

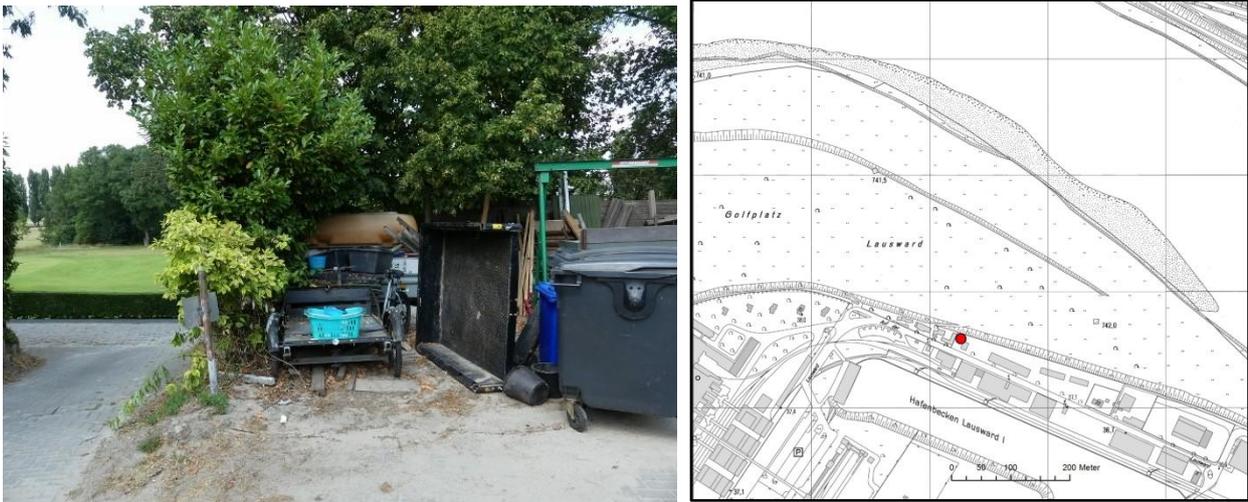


Abb. 7/2: Fallenstandort Golfplatz am Hafen. 19.07.2018, O. Diestelhorst.

Friedhof Stoffeln

Der Friedhof Stoffeln liegt im Stadtteil Oberbilk und hat eine Größe von 42 ha. Er grenzt an den Südpark und den Volksgarten. Der Fallenstandort lag in einem abgesperrten Bereich des Betriebshofs. Die Fallen wurden, nach Westen geschützt, vor einem Gehölzsaum aufgestellt (Abb. 7/3). Der Friedhof hat den Charakter einer Parklandschaft und könnte einigen Mückenarten durch die vielen mit Wasser gefüllten Vasen temporäre Brutstätten bieten.



Abb. 7/3: Fallenstandort Stoffeler Friedhof mit BG Sentinel und Eimerfalle. 12.07.2018, O. Diestelhorst.

Methoden

Die Systematik folgt weitgehend BECKER et al. (2010). Die Bestimmung der Tiere erfolgte mit BECKER (2010), MOHRIG (1969), ZITTRA (2012) und einem online-Schlüssel für *Culex*-Larven³.

Die Kartierung der Mücken geschah durch das Aufstellen verschiedener Fallen, bzw. künstlicher Brutmöglichkeiten (Eimer) zwischen dem 02.07. und dem 21.09.2018. Besonders für den Nachweis adulter Stechmücken wird in vielen Studien die CO₂-Falle **BG-Sentinel** (Biogents) eingesetzt (Abb. 7/3). Diese Falle saugt, durch einen kleinen Ventilator angetrieben, die angelockten Mücken in einen Fangbeutel. Zur Anlockung enthält die Falle einen künstlichen Hautgeruch (BG-Lure). Zusätzlich kann noch Kohlendioxid als weiteres Lockmittel verwendet werden. Eine Falle dieses Typs wurde mit Kohlendioxid-Betrieb auf dem Stoffeler Friedhof aufgestellt. Die Falle wurde mit Batterien betrieben. Sie musste daher spätestens jeden dritten Tag kontrolliert und die Batterie getauscht werden. Bei angekündigtem Starkregen oder Schlechtwetterperioden wurde die Falle ganz abgebaut.

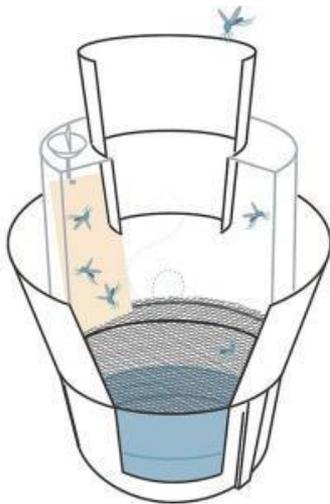


Abb. 7/4: Die BG-GAT Falle der Firma Biogents. Website Biogents
<https://eu.biogents.com/bg-gat/>.

Die **Eimer** wurden zu etwa 70% mit Wasser gefüllt und mit etwas Laub und einem aufrechtstehenden Ast versehen. Das Laub und der Ast sollten als potentielle Eiablageplätze für Arten, wie z. B. *Aedes albopictus* gelten, die ihre Eier einzeln oberhalb der Wasseroberfläche ablegen. Die Eimerfallen wurden an allen drei Standorten permanent betrieben und ungefähr alle 2 Wochen kontrolliert.

Zum Ende der Untersuchungsperiode wurden die Eimer durch die ebenfalls von der Firma Biogents vertriebenen **BG-GAT** Fallen (Gravid *Aedes* Trap) ersetzt. Die Fallen sollen besonders fängig für *Aedes*-Arten sein (Website Biogents). Die weiblichen Mücken werden durch eine reusenartige Öffnung in ein Gefäß mit Wasser gelockt. Die Wasseroberfläche ist durch eine Gaze versperrt, und die Mücke wird mit einem im Flugraum befindlichen Klebestreifen gefangen (Abb. 7/4).

Ergebnisse

Bewertung der Untersuchungsgebiete und ihrer Mückenfauna

Nordfriedhof

In dem aufgestellten Wassereimer ließen sich etwa 1.600 Larven von *Culex pipiens / torrentium* in unterschiedlichen Larvenstadien nachweisen. Die zum Ende der Saison aufgestellte Klebefalle Biogents BG-GAT enthielt lediglich ein *Culex spec.* Weibchen. Zur Mückenfauna des Nordfriedhofs lässt sich aufgrund der angewandten Methode nur eine eingeschränkte Aussage treffen.

³ <http://www.eutaxa.com/CKEY%2001a%20D.htm>

Golfplatz am Hafen

Auf dem Golfplatz ließen sich im Eimer ebenfalls nur Larven der häufigen Arten *Culex pipiens / torrentium* nachweisen. Hier waren es ca. 1.550 Tiere in unterschiedlichen Larvenstadien. Die BG-GAT Falle fing hauptsächlich Schmetterlingsmücken (Psychodidae) und keine Culiciden (Abb. 7/5).



Abb. 7/5 (links): Klebefolie der BG-GAT Falle. Golfplatz Hafen, 21.09.2018. Abb. 7/6 (rechts): Netzbeutel der BG-Sentinel Falle. Stoffeler Friedhof, 12.07.2018, Fotos O. Diestelhorst.

Stoffeler Friedhof

Der Stoffeler Friedhof war der einzige Standort mit der BG-Sentinel Falle zum Fang von adulten Mücken (Abb. 7/6). Es konnten 97 adulte Mücken Weibchen nachgewiesen werden. Männchen wurden nicht nachgewiesen.

Die Mücken verteilten sich auf mindestens 8 verschiedene Arten (Abb. 7/7). Am häufigsten, mit fast der Hälfte der nachgewiesenen Stechmücken, wurden Arten aus dem *Culex pipiens* Komplex (*pipiens / torrentium*), nachgewiesen. Fünf Weibchen der Gattung *Culex* gehörten zu *C. modestus* und zwölf Exemplare ließen sich nicht bis zur Art bestimmen. Ein Viertel der nachgewiesenen Tiere gehörte zur Gattung *Anopheles* und davon zwanzig zur Art *A. plumbeus*. Vier Tiere der Gattung *Anopheles* konnten nicht bis zur Art bestimmt werden. Aus der Gattung *Aedes* konnten die Arten *A. vexans* und *A. cinereus* mit je einem Exemplar und *A. geniculatus* mit 4 Exemplaren nachgewiesen werden. Zwei Weibchen ließen sich nicht bis zur Art bestimmen, gehörten aber auch sicher nicht zu den Arten *A. albopictus* oder *A. japonicus*. Aus den beiden Gattungen *Culiseta* und *Conquilletidia* wurden mit *Culiseta annulata* und *Conquilletidia richardii* jeweils ein Exemplar gefangen.

Von den nachgewiesenen Arten hat besonders *Conquilletidia richardii* eine interessante Biologie. Die Larven der Art haben nur ein sehr kurzes Atemrohr und leben dauernd submers. Sie bohren sich mit dem Atemrohr in Wasserpflanzen und versorgen sich aus dem Aerenchym der Pflanzen mit Sauerstoff (MOHRIG 1969). Mögliche Brutplätze der Art sind an den Teichen im Südpark.

In der Eimerfalle wurden lediglich 120 *Culex pipiens / torrentium* Larven nachgewiesen. Die BG-GAT fing mehrere Zuckmücken aber keine Stechmücken.

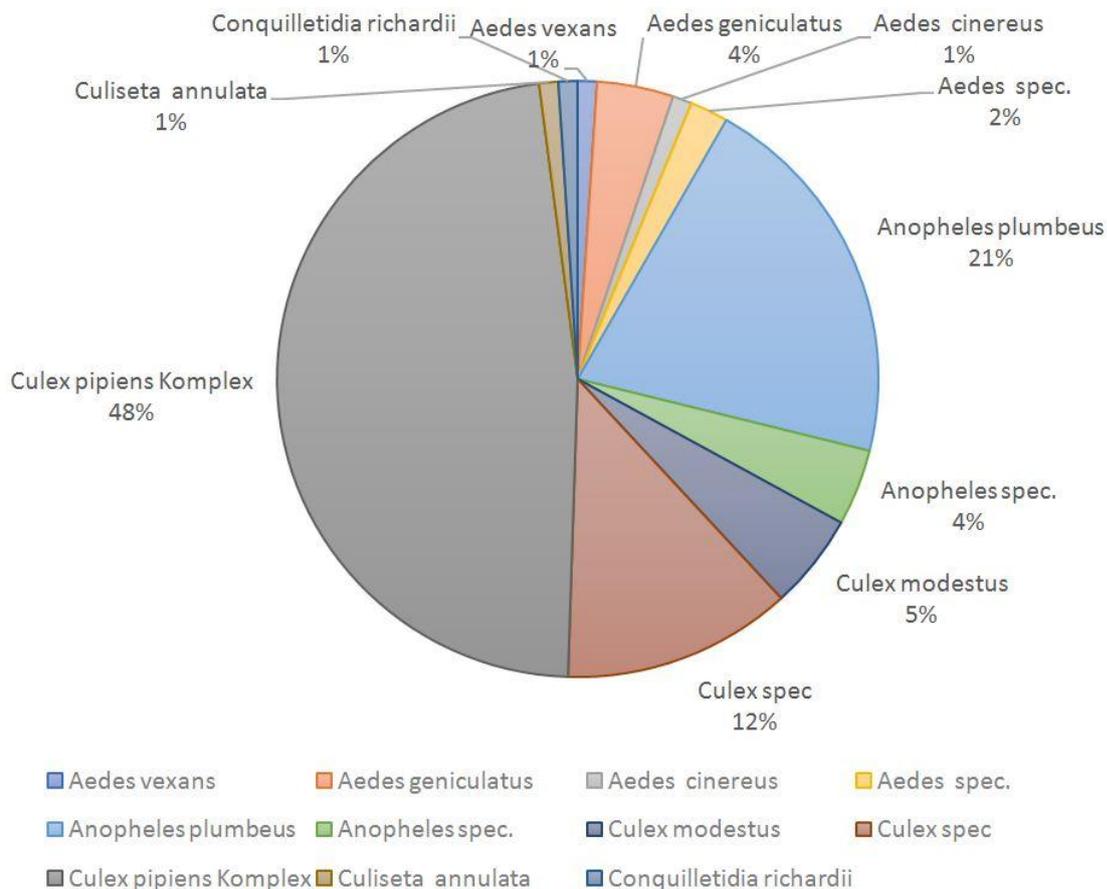


Abb. 7/7: Übersicht über die in der BG–Sentinel Falle am Standort Stoffeler Friedhof nachgewiesenen Arten (N=97).

Diskussion

Mücken reagieren auf den Klimawandel, und es sind in den letzten Jahren einige neue Arten in Deutschland aufgetaucht (BECKER 2014). Da Mücken normalerweise nicht sehr flugstarke Arten sind, wird ihre Ausbreitung durch den regen internationalen Handel und Verkehr erleichtert. Im Jahr 1920 beschrieb ECKSTEIN 17 Arten für Deutschland, MOHRIG gibt in seinem Standardwerk 1969 46 Arten an. In den letzten Jahren konnten fünf weitere Arten, unter ihnen die bekannten *Aedes japonicus* und *A. albopictus* nachgewiesen werden (BECKER 2014). *A. japonicus* kommt in ihrem Ursprungsgebiet in Asien in klimatisch eher kühleren Regionen vor und hat in Deutschland daher keine klimatisch bedingten Anpassungsschwierigkeiten.

Die bei den Untersuchungen nachgewiesenen Arten gehören alle nicht zu den neu eingewanderten bzw. erstmals nachgewiesenen Arten. Auffällig ist die sehr ähnliche Artenzusammensetzung zu einer Untersuchung von KÜPPER et. al. (2006) über die Verbreitung von Stechmücken in Nordrhein-Westfalen mit dem Schwerpunkt im Raum Bonn. Den Nachweis der meisten adulten Mücken erfolgte bei dieser Untersuchung ebenfalls mit einer Falle vom Typ BG-Sentinel. Man könnte fast von einer „Fallenfauna“ sprechen.

Bei einem „Stechmückenlarven-Screening“ des Stadtentwässerungsbetriebes Düsseldorf (BENDT 2017) wurden über 20 unterschiedliche Probestellen beprobt und insgesamt 9 Arten auf Düsseldorf Stadtgebiet erfasst. Bei dieser Untersuchung wurden auf dem Nordfriedhof 4 und der Friedhof Stoffeln 2 Arten nach-

gewiesen. Die auch bei der diesjährigen Untersuchung häufigen Arten *Culex pipiens* und *C. torrentium* wurden an beiden Standorten nachgewiesen. Des Weiteren wurden 2017 Larven von *Aedes geniculatus* und *Anopheles plumbeus* am Nordfriedhof gefunden. Diese Arten konnten 2018 dort nicht bestätigt, aber am Friedhof Stoffeln als Imagines mit der BG-Sentinel Falle erfasst werden. Bei der Erfassung 2017 wurden pro Standort meistens 1-2 und maximal 4 Arten nachgewiesen.

Da 2018 ein Probejahr zu Untersuchung der Mückenfauna in Düsseldorf war, kann anhand der ersten Ergebnisse eine Bewertung der angewandten Nachweismethoden erfolgen. Die Falle mit den meisten Arten ist eindeutig die BG-Sentinel. Die Falle ist, insbesondere beim Betrieb mit Kohlendioxid, teuer in der Anschaffung und im laufenden Betrieb. Zudem ist die Falle, wenn sie mit Batterien betrieben wird, sehr wartungsintensiv. Die Falle muss an einem Ort aufgestellt werden, an dem sie vor Witterungseinflüssen und zufällig vorbeikommenden Personen geschützt ist. Ein Stromanschluss in erreichbarer Entfernung ist für eine Langzeituntersuchung ebenfalls unbedingt notwendig.

Die Eimerfallen erwiesen sich mit zwei nachgewiesenen Arten als nicht sehr effektiv. Hier könnte man eventuell versuchen, bestehende temporäre Gewässer zu beproben.

Die BG GAT Fallen wurden erst im September eingesetzt und waren wahrscheinlich deshalb nicht mehr sehr fängig. Die Falle sollte sich generell gut für den reinen Nachweis von *A. albopictus* eignen. Der Nachteil der Falle ist ihre im Vergleich zu einem einzelnen Eimer eher filigrane Bauweise. Durch größere Tiere oder starken Wind kann sie in ihrer Fängigkeit beeinträchtigt werden. Die mit ihr gefangenen und auf den Klebefolien festgeklebten Mücken lassen sich kaum noch präparieren und schwer determinieren. Bei eindeutigen Arten ist das aber möglich.

Als Ausblick für die Untersuchungen 2019 wird der Betrieb von BG-Sentinel Fallen an zwei Standorten vorgeschlagen. Voraussetzung dafür sind Standorte, an denen die teuren Fallen geschützt und mit Stromanschluss aufgestellt werden können. Zusätzlich könnte man an weiteren Standorten die BG-GAT Fallen aufstellen. Larven sollten, wenn überhaupt, nur an bestehenden Gewässern bzw. temporären Wasserstellen wie Regentonnen oder Blumenvasen gemonitort werden.

Literatur

- BECKER, N., PETRIĆ, D., ZGOMBA, M., BOASE, C., MADON, M., DAHL, C. & KAISER, A. (2010): Mosquitoes and their Control. 2nd Ed., Springer, Heidelberg, 577 S.
- BECKER, N., HUBER, K., PLUKOTA, B. & KAISER, A. (2011): *Ochlerotatus japonicus japonicus* – a newly established neozoan in Germany and a revised list of the German mosquito fauna. European Mosquito Bulletin (London) 29: 88–102.
- BECKER, N. (2014): Die Stechmückenfauna Deutschlands im Wandel der Zeit – Stechmücken als Indikatoren für Klimaveränderung. In: LOZÁN, J. L., GRASSL, H., KARBE, L. & G. JENDRITZKY (Hrsg.). Warnsignal Klima: Gefahren für Pflanzen, Tiere und Menschen. 2. Auflage. Elektron. Veröffentl. (Kap. 3.2.7) - www.warnsignale.uni-hamburg.de.
- BENDT, T (2017) Stechmückenlarven-Screening, Stand 14.06.2017: Stadtentwässerungsbetrieb Landeshauptstadt Düsseldorf.
- ECKSTEIN, F. (1920): Zur Systematik der einheimischen Stechmücken. 3. vorläufige Mitteilung: die Männchen. Zbl. Bakt., Abt. 1, Orig. 84: 223-240.

- KÜPPER, S., SCHULZE S., MAIER W. A. & KAMPEN, H. (2006): Beitrag zum Vorkommen und zur Verbreitung von Stechmücken (Diptera: Culicidae) in Nordrhein-Westfalen mit besonderer Berücksichtigung des Großraums Bonn. Mitt. Deutsch. Ges. Allg. Angew. Ent. 15: 337-344.
- MARTINI, E. (1920): Über Stechmücken, besonders deren europäische Arten und ihre Bekämpfung. Beih. Arch. Schiffs- u Tropenhyg. 24(1):1-267.
- MOHRIG, W. (1969): Die Culiciden Deutschlands. Untersuchungen zur Taxonomie, Biologie und Ökologie der einheimischen Stechmücken. Parasitol. Schriftenr. (Jena) 18: 1–260.
- PLUSKOTA, B, STORCH, V., BRAUNBECK, T., BECK, M. & BECKER, N. (2008): First record of *Stegomyia albopicta* (Skuse) (Diptera: Culicidae) in Germany. European Mosquito Bulletin 26:1-5.
- SCHUSTER, W. & MOHRIG, W. (1971): Stechmücken und ihre Bekämpfung im DDR-Bezirk Magdeburg. Angew. Parasitol. (Jena) 12: 11-19.
- ZITTRA, C. (2011): Bestimmungsschlüssel der Culiciden (Insecta: Diptera) im Nationalpark Donau-Auen. Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donauauen 27/2012.

8 Vögel

Joachim Busch

Einleitung

Ihre große Mobilität erlaubt es Vögeln in relativ kurzer Zeit größere Strecken zum Teil sogar über Kontinente hinweg zurückzulegen und so rasch auf Änderungen der Umwelt zu reagieren und sich so auf möglichst optimale Lebensbedingungen einzustellen. Diese Fähigkeit wird von Vögeln auch genutzt, um auf geänderte Klimabedingungen und deren ökologischen Konsequenzen zu reagieren (FIEDLER et al. 2006, LEECH & CRICK 2007, ADAMÍK & PIETRUSZKOVÁ 2008, FIEDLER 2008, HÜPPOP et al. 2008, BARBET-MASSIN et al. 2009, COX 2010, JONES & CRESSWELL 2010, MØLLER et al. 2010a, TYRBERG 2010, BERTHOLD 2015) und wird intensiv wissenschaftlich untersucht. Dabei gibt es noch eine Reihe von Fragen, die zum besseren Verständnis der Folgen des Klimawandels auf Vogelarten, -populationen und -gemeinschaften geklärt werden müssen (KNUDSEN et al. 2011). Wobei der Klimawandel in Form sich ändernder klimatischer Faktoren wie Temperatur, Luftfeuchte, Niederschlag und dergleichen weniger direkte Auswirkungen auf die Fitness der Vögel hat, sondern eher indirekte Effekte wie Habitatveränderungen und Nahrungsverfügbarkeit die Vögel und ihr Vorkommen beeinflussen (MCLEAN et al. 2018). Bei vielen Vogelarten kann man bereits eine Reihe von Veränderungen beobachten. So kommt es bei Populationen einiger Arten zu Änderungen der Morphologie, die als evolutive Anpassungen an den Klimawandel gedeutet



Abb. 8/1: Der Grünspecht *Picus viridis* gehört im Raum Düsseldorf zu den Gewinnern des prognostizierten Klimawandels. Foto: Neuss-Gnadental, 22.03.2016, J. Busch.

werden können (COX 2010, VAN BUSKIRK et al. 2010, DUNN et al. 2017). In anderen Fällen gibt es Hinweise, dass als Folge des Klimawandels andere Phänotypen herausselektioniert werden (CHARMANTIER et al. 2008) Wobei die Möglichkeit, dass genetische Anpassungen Arten dazu befähigen, mit dem Klimawandel zurechtzukommen, begrenzt sind (DE MEESTER et al. 2018). Beim Monitoring der Folgen des Klimawandels spielen Vögel daher als Indikatoren daher eine herausragende Rolle (PIERSMA & LINDSTRÖM 2004). Dies liegt zum einen an ihrer Artenvielfalt, die dazu beiträgt, Zufallseinflüsse zu kompensieren. Zum anderen ist bei den Vögeln eine sehr gute Datengrundlage vorhanden was die Verbreitung auf lokaler (LEISTEN 2002), regionaler (WINK et al. 2005) und europäischer Ebene (HAGEMEIJER et al. 1997, KELLER 2017) betrifft. Über die Auswirkungen des Klimawandels auf die europäischen Brutvögel liegen eine Reihe aktueller und

umfangreicher wissenschaftliche Studien vor (HUNTLEY et al. 2007, BOTH et al. 2010, ERONEN et al. 2011, SAINO et al. 2011, BARBET-MASSIN et al. 2012, JIGUET et al. 2013, VIRKKALA & LEHIKONEN 2017). Die darin enthaltenen Befunde liefern wertvolle Hinweise auf zu erwartende und bereits stattfindende Entwicklungen. So zeigen Daten aus Europa und Nordamerika, dass die Zahl der durch den Klimawandel negativ beeinflussten Vogelarten deutlich zunimmt, während die Zahl der Arten, die mit dem Klimawandel gut zurechtkommen, abnimmt (TRAUTMANN 2018). Dabei sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die nordamerikanische und europäische Vogelwelt noch als moderat einzustufen, wenn man dies mit den Auswirkungen auf andere Organismengruppen und auf anderen Kontinenten vergleicht (URBAN 2015). Insgesamt wird es in der europäischen Vogelwelt mehr Verlierer als Gewinner geben. Daten aus Frankreich und anderen europäischen Ländern zeigen, dass viele Vogelarten zwar bereits auf die klimatischen Veränderungen reagieren, aber offensichtlich nicht mit dem fortschreitenden Klimawandel mithalten können und zumindest Teilpopulationen in absehbarer Zukunft verschwinden werden (DEVICTOR et al. 2008, GIENAPP et al. 2013, LAGERHOLM et al. 2017, SANTANGELI & LEHIKONEN 2017). Für Nordrhein-Westfalens Avifauna gibt es allerdings positivere Prognosen (BEHRENS et al. 2009a). Es werden hier wohl mehr Brutvogelarten vom Klimawandel profitieren als negativ beeinflusst (LANUV 2017).

Der Klimawandel bedingt eine Reihe von Veränderungen für Vögel und ihre Rolle im Ökosystem (WALTHER et al. 2002, WILSON ET AL. 2002, BOTH et al. 2004, 2006, 2010, CRICK 2004, HUGHES 2004, KENDALL et al. 2004, REHFISCH et al. 2004, VISSER & BOTH 2005, HUNTLEY et al. 2006, 2007, MØLLER et al. 2006, 2010b, 2011, SCHMIDT & HÜPPOP 2007, BOYD & FOX 2008, HALUPKA et al. 2008, AUDUBON 2009, BEHRENS et al. 2009a, ZWARTS et al. 2009, BROTONS & JIGUET 2010, COX 2010, DUNN & WINKLER 2010, JONES & CRESSWELL 2010, MCKECHNIE & WOLF 2010, PEARCE-HIGGINS 2010, THOMAS 2010, COBBEN et al. 2011, JIMÉNEZ-VALVERDE et al. 2011, LINGENHÖHL 2011, MAGGINI et al. 2011, PAUTASSO 2011, SWANSON & PALMER 2011, URFI 2011, VIRKKALA & RAJASÄRKÄ 2011, WORMWORTH & SEKERCIOGLU 2011, BURGER et al. 2012, CHAMBERLAIN et al. 2012, DEVICTOR et al. 2012, KUHLMANN CLAUSEN et al. 2012, REICHWALDT & GHADOUANI 2012, STIRNEMANN et al. 2012, SUDFELDT et al. 2012, SUTHERLAND et al. 2012, VISSER et al. 2012, ZAMORA-VILCHIS et al. 2012, DALBY et al. 2013b, HÜPPOP & HÜPPOP 2013, JIGUET & BARBET-MASSIN 2013, OCKENDON et al. 2013, VEDDER et al. 2013, WHITEHOUSE et al. 2013, FREEMAN & CLASS FREEMAN 2014, PEARCE-HIGGINS & GREEN 2014, ROULIN 2014, ELMHAGEN et al. 2015, GILLINGS et al. 2015, KORTSCH et al. 2015, PEARCE-HIGGINS et al. 2015, HOVICK et al. 2016, GLUSHENKOV 2017, HALUPKA & HALUPKA 2017, HALUPKA et al. 2017, KLUEN et al. 2017, LOK et al. 2017, LÜHKEN et al. 2017, MARTAY et al. 2017, MAYOR et al. 2017, PECL et al. 2017, SCHMALJOHANN & BOTH 2017, THOM et al. 2017, TURZAŃSKA & CHACHULSKA 2017, VAN DE POL et al. 2017, VIRKKALA & LEHIKONEN 2017, ZÚÑIGA et al. 2017, BAY et al. 2018, BERESFORD et al. 2018, KUBELKA et al. 2018, MELLER et al. 2018, MILLS et al. 2018, PAKANEN et al. 2018, RENNER & ZOHNER 2018, SANTANGELI et al. 2018, SARACCO et al. 2018, SCRIDEL et al. 2018, TOMOTANI et al. 2018, TRAUTMANN 2018, VIRKKALA et al. 2018, ZURELL et al. 2018a):

- Qualität und Quantität von Brut-, Zug- und Überwinterungshabitaten
- Arealverschiebungen in nördliche und nordöstliche Richtung bei europäischen Arten
- Arealausdehnung und Zugwegverlagerung nach Westen bei sibirischen Arten
- Höhenverschiebung des Areals bei montanen Arten
- Brutbedingungen durch Zunahme von extremen klimatischen Ereignissen

- Brutbeginn und Länge der Brutsaison
- Höherer Bruterfolg durch Verlängerung der Brutsaison
- Nahrungsketten
- Entkoppelung von der Phänologie der Nahrungsorganismen
- Geringerer Bruterfolg durch Entkoppelung von der Phänologie der Nahrungsorganismen
- Geringerer Bruterfolg durch häufigere Extremwetterereignisse
- Entkoppelung von Vogelphänologie und zeitlichen Abläufen in der Landnutzung
- Konkurrenzverhältnisse
- Räuberbeutebeziehungen und Pathogenwirtbeziehungen, inkl. Neobiota
- Verhältnis von Nicht-, Kurz- und Langstreckenziehern in Avizöosen
- Veränderungen von Farbpolymorphismen
- Verringerung der genetischen Diversität einer Art
- Ökosystemfunktionen und –nutzen
- Wirkung der belebten Umwelt auf das menschliche Wohlbefinden

Diese Auswirkungen des globalen Klimawandels auf die lokale und regionale Avifauna und die genaue Erforschung der Zusammenhänge und Konsequenzen werden auch für aktuelle und zukünftige Naturschutzplanungen eine immer wichtigere Rolle spielen (HUNTLEY 1995, ROBINSON et al. 2005, BEHRENS et al. 2009c, ARAÚJO et al. 2011, FORCEY et al. 2011, PEARCE-HIGGINS et al. 2011, WORMWORTH & SEKERCIOGLU 2011, ESSL & RABITSCH 2013, FODEN et al. 2013, GUILLEMAIN et al. 2013, JOHNSTON et al. 2013, MAZARIS et al. 2013, MUNLV 2013, VIRKKALA et al. 2013, INGER et al. 2014, PEARCE-HIGGINS & GREEN 2014, FORTINI et al. 2015, LANGHAM et al. 2015, PACIFICI et al. 2015, GAÜZÈRE et al. 2016, CULP et al. 2017, OLIVER et al. 2017, BECKMANN & WÜRFEL 2018, BERESFORD et al. 2018, LARSON et al. 2018, LEHIKONEN et al. 2018, LINDÉN 2018, RATHER et al. 2018, TRAUTMANN 2018, VIRKKALA et al. 2018, 2019, WHEATLEY 2018, ZURELL et al. 2018b).

Bei Zugvögeln müssen auch die Auswirkungen des globalen und des Klimawandel in den Rast- und Überwinterungsgebieten, die in den äquatornahen Regionen oder dem Mittelmeergebiet oft noch stärker von diesen Veränderungen betroffen sind als die mitteleuropäischen Brutgebiete, beachtet werden (BERTHOLD 2012, TØTTRUP et al. 2012, FANDOS & TELLERÍA 2018). Bei Zugvögeln sind besonders die folgenden Konsequenzen des Klimawandels zu berücksichtigen (JENNI & KÉRY 2003, ANTHES 2004, FIEDLER et al. 2006, GILLINGS et al. 2006, WWF 2008, BEHRENS et al. 2009a, FOUQUET et al. 2009, VAN VLIET et al. 2009, BOTH 2010, BROTONS & JIGUET 2010, COX 2010, LEHIKONEN & SPARKS 2010, PULIDO & BERTHOLD 2010, GUNNARSSON et al. 2011, LINGENHÖHL 2011, MUSIL et al. 2011, LEHIKONEN & JAATINEN 2012, SUDFELDT et al. 2012, DALBY et al. 2013a, KOLÁŘOVÁ & ADAMÍK 2015, KULLBERG et al. 2015, POTVIN et al. 2016, BARRETT 2017, FIEDLER 2017, MADEC et al. 2017, MILES et al. 2017, NÉMETH 2017, OUWEHAND & BOTH 2017, PAVÓN-JORDÁN 2017, PAVÓN-JORDÁN et al. 2017, ROTICS et al. 2017, SCHMALJOHANN & BOTH 2017, POHL-

MANN et al. 2017, WANG et al. 2017, ASKEYEV et al. 2018, DE LIBERATO et al. 2018, MICHEL et al. 2018, STĘPIEŃ-PYŚNIAK et al. 2018):

- Veränderungen bei den Zugzeiten
- Vorverlagerung des Frühjahrszuges
- Verschiebung des Herbstzuges
- Veränderung des Verhältnisses zwischen Ziehern und Nichtziehern in einer Population
- Unterschiedliche Bruterfolge zwischen Kurz- und Langstreckenziehern in einer Population
- Änderungen der Entfernung zwischen Brut- und Überwinterungsgebiet
- Änderungen der Zugrichtung
- Änderungen des zeitlichen Ablaufs des Vogelzuges.
- Verlagerungen der Überwinterungsgebiete
- Nutzung von Überwinterungs- und Rastgebieten durch andere Populationen der gleichen Art
- Zugvögel transportieren Pathogene zu neuen potentiellen Wirtspopulationen
- Zugvögel fungieren als Transportvektoren für Antibiotikaresistenzen

Alle Punkte haben einen Einfluss auf die Bestände der beobachteten Vogelarten im Untersuchungsgebiet. Darüber hinaus können bei Arten mit kleinen Populationsgrößen die häufiger auftretenden Wetterextreme unter Umständen fatale Folgen für den Fortbestand einzelner Arten haben (CRICK 2004). Zugvogelarten und -populationen, die keine oder nur eine unzureichende phänologische Anpassungen an das sich wandelnde Klima oder eine zu geringe klimarelevante genetische Variabilität aufweisen, nehmen bereits in ihren Beständen ab und laufen unter Umständen Gefahr auszusterben (MØLLER et al. 2008, BAY et al. 2018).

Eine Reihe von Untersuchungen, zum Beispiel von SYBERTZ & REICH (2015), LEBRUN et al. (2017), OLIVER et al. (2017), TERRAUBE et al. (2017), BETTS et al. (2018) und NADAL et al. (2018), zeigen, dass Vögel dann am ehesten mit Veränderungen der klimatischen Gegebenheiten zurechtkommen, wenn ausreichend qualitativ gute Lebensräume für die verschiedenen Arten und Avizönosen vorhanden sind. Insgesamt betrachtet dominieren im Vergleich zum Klimawandel aber noch andere Faktoren, vor allem anthropogene Veränderungen der Umwelt, bei den Gefährdungsursachen der Brut-, Rast- und überwinternden Vogelarten (WAHL et al. 2015, OLIVER et al. 2017, PAVÓN-JORDÁN et al. 2017). Dabei werden die negativen Auswirkungen dieser Faktoren durch den Klimawandel oft noch forciert (STAUDT et al. 2013). So konnten RALSTON et al. (2017) zeigen, dass Vogelarten, welche in ihren Beständen auf Grund schwindender Lebensräume abnehmen, weniger in der Lage sind mit einer Verlagerung ihres Verbreitungsgebietes auf den Klimawandel zu reagieren, als Vogelarten, die in ihren Beständen zunehmen. PACIFICI et al. (2017) kommen aber zu dem Schluss, dass bei vielen aktuell bedrohten Arten der Klimawandel der jüngeren Vergangenheit bereits mit ursächlich für die Abnahme der Bestände ist.

Der Klimawandel ist auch in Nordrhein-Westfalen bereits nicht nur anhand klimatologischer Parameter feststellbar, sondern auch die Tiere und Pflanzen in Nordrhein-Westfalen zeigen als biologische Indikatoren bereits eindeutige Veränderungen, die mit dem Klimawandel einhergehen (LANUV 2010, MUNLV

2013). Im Untersuchungsgebiet wird sich das Klima in Zukunft ebenfalls ändern. So berechneten KROPP et al. (2009) für das in der niederrheinischen Bucht gelegene Leverkusen einen Anstieg der Wintertemperaturen. Die Monatsmitteltemperaturen von Oktober bis März werden sich für den Zeitraum 2031-2060 um 1,5 bis 2,5 °C erhöhen. Dies hat zur Folge, dass es durchschnittlich 4 bis 5 Eistage und 19 bis 21 Frosttage weniger als bislang im Raum Leverkusen geben wird. Die frostfreie Periode verlängert sich. Sehr tiefe Wintertemperaturen sind aber nach wie vor möglich (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009). Noch deutlicher sind allerdings die Änderungen im Nordostdeutschen Tiefland. Hier wird es 14 bis 15 Eistage und sogar 40 bis 50 Frosttage weniger geben als bislang (SPEKAT et al. 2007).

Die vorhandenen Erkenntnisse über die Folgen dieses Klimawandels für Vögel auf europäischer Ebene (HUNTLEY et al. 2007, SCHÄFFER 2008, GREGORY et al. 2009) werden ergänzt durch aktuelle Erkenntnisse auf regionaler Ebene (HÜBNER et al. 2008, KÖNIG 2008, BEHRENS et al. 2009a, b, SUDFELDT et al. 2009a, b, 2010, 2012 WAHL et al. 2011). Trotz der vorhandenen guten Grundlage an Daten und Modellierungsszenarien ist die zukünftige Zusammensetzung unserer Avifauna noch mit großen Unsicherheiten behaftet (BAIRLEIN 2006), so dass weiterhin ein erheblicher Forschungsbedarf auf lokaler, regionaler und globaler Ebene besteht, um die Auswirkungen des Klimawandels auf die Vogelwelt in ihre Funktion in und für die Ökosysteme und damit für den Menschen besser zu verstehen (ENGLER & STIELS 2016, URBAN et al. 2016, WINGFIELD et al. 2017, COHEN et al. 2018). Gesicherte Erkenntnisse gibt es bereits über die Veränderungen der Zugzeiten der europäischen Langstreckenzieher. Diese sind besonders gut mit den jahrzehntelangen Fangdaten auf Helgoland zu belegen. Danach hat sich der Frühjahrszug der Kleinvogelarten um bis zu 19 Tage und im Mittel um 10 Tage vorverlagert (HÜPPOP & HÜPPOP 2012).

Unter Zuhilfenahme von bereits vorliegenden Erkenntnissen über die Folgen des Klimawandels für Vögel auf globaler (STEPHENS et al. 2016), europäischer (HUNTLEY et al. 2007, SCHÄFFER 2008, JIGUET et al. 2013), nationaler und regionaler Ebene (HÜBNER et al. 2008, KÖNIG 2008) und aktuellen Untersuchungen auf lokaler Ebene (SCHMITZ et al. 2009-2018) soll die Auswertung der bislang vorliegenden Beobachtungsdaten der beiden Untersuchungsgebiete Gerresheimer Waldfriedhof und Himmelgeister Rheinbogen dazu beitragen die klimabedingte Entwicklung der Avifauna der Stadt Düsseldorf zu dokumentieren und zu bewerten.

Abgesehen von Klimaänderungen sollen die Untersuchungsgebiete möglichst keinen wesentlichen anthropogenen Veränderungen oder Sukzessionsprozessen unterworfen sein. Diese Kriterien sind aber bei den bestehenden Eigentumsverhältnissen und den vorgegebenen Nutzungsanforderungen nicht immer in vollem Umfang zu erfüllen. Um belastbare Aussagen über Veränderungen der Avifauna treffen zu können, werden in den Untersuchungsgebieten seit dem Jahr 2009 regelmäßige jährliche Kartierungen der Brutvögel durchgeführt und – sofern vorhanden – mit Befunden früherer Erhebungen verglichen (LEISTEN 2017). Bei der Auswertung dürfen neben den Einflüssen des Klimawandels anthropogene Einflüsse wie Landwirtschaft, jagdliche Auswirkungen und Probleme der Langstreckenzieher nicht außer Acht gelassen werden (KINZELBACH 2007). Nach wie vor wirken sich Veränderungen in der Landnutzung und sonstige direkte Eingriffe in die Landschaft stärker aus als die Klimaänderung (SUDFELDT et al. 2010, OLIVER et al. 2017).

Untersuchungsgebiete

Zur Auswahl der Untersuchungsgebiete: Ziel des avifaunistischen Monitorings der beiden ausgewählten Flächen in Düsseldorf ist es, Daten zu erhalten, die es ermöglichen, klimabedingte Bestandsveränderungen der dortigen Vogelwelt zu erkennen. Die beiden Flächen unterscheiden sich im Lokalklima. Ein Untersuchungsgebiet liegt im wärmeren Tiefland der Rheinaue, das zweite im kühleren Hügelland im Osten Düsseldorfs. Für diese Gebiete ist im Rahmen des 2009 begonnenen Klimafolgenmonitorings eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen, um witterungsbedingte Schwankungen der beobachtet Brutvogelbestände in einzelnen Jahren auszugleichen (LEISTEN 2017).

Gerresheimer Waldfriedhof

Das erste Untersuchungsgebiet liegt auf dem Gerresheimer Waldfriedhof (Abb. 8/2). Dieser liegt an den Ausläufern des Bergischen Landes in Hanglage mit einer Höhe von 45,8 m bis 105,8 m über Meereshöhe. Auf der Fläche befindet sich teilweise ein größerer Anteil an alten Laubbäumen. Der Gerresheimer Waldfriedhof ist von subatlantischem Klima mit feuchten und mäßig warmen Luftmassen maritimen Ursprungs beeinflusst. Die Niederschlagsmenge von 800-850 mm ist vergleichsweise hoch (LEISTEN 2017). Wie viele Friedhöfe, ist der Gerresheimer Waldfriedhof ein wichtiger Lebensraum für Tiere und Pflanzen im urbanen Umfeld (ČANÁDY & MOŠANSKÝ 2017). Die von A. Leisten gewählten Grenzen des Untersuchungsgebietes und die Begehungsrouten wurden übernommen, um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten trotz Bearbeiterwechsels zu gewährleisten.



Abb. 8/2: Der von Wald umgebene Gerresheimer Waldfriedhof liegt an den Ausläufern des Bergischen Landes in Hanglage. Die Grenze des Untersuchungsgebietes ist rot umrandet, die Begehungsrouten gestrichelt. (Foto: Düsseldorf-Gerresheim, 18.04.2018, J. Busch).

NSG Himmelgeister Rheinbogen

Das zweite Untersuchungsgebiet liegt im Naturschutzgebiet Himmelgeister Rheinbogen und ist gekennzeichnet durch ausgedehnte Wiesen, Weiden, gliedernde Hecken, Kopfweiden und großflächige Äcker in einer Höhe von 30 bis 40 m über dem Meer. Das in Rheinnähe liegende Grünland ist Überschwemmungsgebiet. Klimatisch wird das Untersuchungsgebiet von Westwetterlagen geprägt mit feuchten und

mäßig warmen Luftmassen sowie von vorrangig milden Wintertemperaturen (LEISTEN 2017). Vorrangiges Ziel der Ausweisung als Naturschutzgebiet ist die Erhaltung und Entwicklung von Lebensräumen der wildlebender Pflanzen- und Tierarten in der reichstrukturierten Auenlandschaft⁴. Auch im zweiten Untersuchungsgebiet wurden die von A. Leisten gewählten Grenzen des Untersuchungsgebietes und die Begehungsrouten übernommen, um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten trotz Bearbeiterwechsels zu gewährleisten.



Abb. 8/3: Der Himmelgeister Rheinbogen ist durch ausgedehnten Wiesen, Weiden, gliedernde Hecken, Kopfweiden und großflächige Äcker gekennzeichnet- Das Untersuchungsgebiet ist rot umrandet, die Begehungsrouten gestrichelt. (Foto: Düsseldorf-Himmelgeist, 17.04.2018, J. Busch).

Methoden

Die angewandte Methodik wurde von A. Leisten (LEISTEN 2017) übernommen, um eine Vergleichbarkeit der erhobenen Daten trotz Bearbeiterwechsel zu gewährleisten. Für solche Kartierungen hat der Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) Methodenstandards entwickelt, die detaillierte Informationen zu Häufigkeit, Verbreitung, Arealveränderung und Bestandsentwicklung zulassen (SÜDBECK et al. 2005). Als Folge des Klimawandels wird es zukünftig erforderlich sein den Kartierungsbeginn im zeitigen Frühjahr etwas nach vorne anzupassen und eventuell auch zu verlängern. Dadurch können ein frühzeitiger Brutbeginn der Standvögel und ein verändertes Zugverhalten der hier durchziehenden Zugvögel und eine Verlängerung der Brutzeit bzw. Zweitbruten (HALUPKA & HALUPKA 2017) dokumentiert werden. Auf den festgelegten Routen werden mit langsamem Tempo (ca. 1 km/h) alle optisch und akustisch erkannten Vögel möglichst punktgenau auf einer mitgeführten Karte, wo möglich inklusive Brutzeitcodes (siehe www.ornitho.de und www.ebcc.info) eingetragen. Bei den Geländebegehungen wurden neben den Brutvögeln (Bv) auch die Randsiedler (Rs) erfasst und in der Artenliste aufgeführt. Zusammen mit den Beobachtungen von Durchzüglern (Dz) und Gastvögeln (G) ergibt sich ein Gesamtbild des vorkommenden Artenspektrums. Als Gastvögel (G) gelten solche Arten, die das Kartierungsgebiet mehr oder weniger zur Nahrungssuche nutzen und weiter außerhalb ihr Brutgebiet haben. Randsiedler (Rs) nisten in

⁴ <http://nsg.naturschutzinformationen.nrw.de> (aufgerufen am 12.12.2018)



Abb. 8/4: Der Kernbeißer *Coccothraustes coccothraustes* gehört in Mitteleuropa langfristig zu den Arten die seltener werden, wird aber im Raum Düsseldorf auch weiterhin vorkommen. Foto: Mettmann, Neandertal, 18.04.2018,, J. Busch.

unmittelbarer Nähe der Grenzen zum Kartierungsgebiet. Durchzügler (Dz) sind Vogelarten die sich nur kurze Zeit im Untersuchungsgebiet aufhalten und weiterziehen. Grundlage für die avifaunistischen Kartierungen der Brutvögel waren die im Klimafolgenmonitoring der Stadt Düsseldorf 2008 (LEISTEN in SCHMITZ et al. 2009, 2017) festgelegten Kriterien.

Die bei den Begehungen ermittelten Fundpunkte der einzelnen Vogelarten wurden am PC in hochauflösende Satellitenbilder der Untersuchungsgebiete für jede Art separat punktgenau übertragen. Da bei jedem Rundgang die Symbole für den einzelnen Fundpunkt mit einer anderen Farbe eingetragen wurde, konnten am Ende der Kartierungsperiode die Artkarten abgebildet werden, die dann das Selektieren der „Papierreviere“ erlaubten. Ein Revier war dann angezeigt, wenn durch Clusterbildung mindestens drei Farbmarkierungen (entsprechend drei Beobachtungen) zusammenfielen bzw. Beobachtungen mit Brutzeitcode für ein sicheres Brüten vorlagen (SÜDBECK et al. 2005). Um die erforderlichen Beobachtungsfenster (SÜDBECK et al. 2005) für die verschiedenen Eulen- und Spechtarten sowie die sonstigen Brutvogelarten

abzudecken, wurden von Anfang Februar bis Mitte Juni (Gerresheim) bzw. Anfang Juli (Himmelgeist) in den Untersuchungsgebieten 18 bzw. 23 Begehungen durchgeführt. Die Begehungen zur Erfassung der Eulenarten wurden zwischen Sonnenuntergang und Mitternacht von Februar bis Juni durchgeführt. Der empfohlene Einsatz von Klangattrappen, mit Ausnahmegenehmigung der zuständigen Behörde, wurde in vermuteten Revieren nur genutzt, wenn die Eulen nicht von sich aus riefen (SÜDBECK et al. 2005, WORTHINGTON-HILL & CONWAY 2017). Bei den ausgewerteten Daten handelt es sich vor allem um regelmäßige, z. T. aber auch um unregelmäßige Beobachtungen verschiedener Beobachter (A. Leisten, T. Krause, J. Busch). Dazu kommt ein Wechsel der Kartierer der Brut-, Gast- und Zugvogelarten der beiden Untersuchungsgebiete in 2017. Solche Unregelmäßigkeiten der Beobachtungsdaten müssen bei der Auswertung und Interpretation der Daten berücksichtigt werden (MØLLER et al. 2010a, KAYSER 2017). Die statistischen Analysen wurden mit JMP (SAS Institute Inc., Cary, NC) durchgeführt und für ein Signifikanzniveau von $p \leq 0,05$ berechnet. Gastvogelbeobachtungen und Durchzügler wurden mit 0 und Randsiedler mit 0,5 gewertet. Aus Gründen der Vergleichbarkeit wurden nur die Daten von 2009 – 2018 berücksichtigt. Die Trends der Veränderungen der Revierzahlen der Brutvögel wurden mittels „least-squares regression“ und „analysis of variance“ auf ihre Signifikanz hin untersucht.

Ergebnisse

Gerresheimer Waldfriedhof

Tab. 8/1: Anzahl der Reviere der aktuellen Brutvogelarten auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1986-88 (LEISTEN 2002), 1998 und 2009 bis 2018. Aufgrund der größeren Untersuchungsgebiete in 1986-88 und 1998 sind die absoluten Bestandszahlen dieser Jahre nur bedingt vergleichbar (LEISTEN 2002, 2017). Rs=Randsiedler, G=Gastvogel ohne Zählung, Bv=Brutvogel ohne Zählung, ↗= signifikant positiver Trend, ↘= signifikant negativer Trend, n.s. = Trend nicht signifikant.

Deutscher Name	Beobachtung												Trend
	Ø 1986-88	1998	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2009-2018
Amsel	33,8	28	9	9	8	9	13	10	10	10	17	11,5	n.s.
Blaumeise	9,7	4	2	3	2	3	2	2	3	3	6,5	7	↗
Buchfink	8,7	11	5	4	4	6	6	8	6	7	15	17	↗
Buntspecht	1,2	1	1	2	2	1	3	1	4	3	4	5,5	↗
Eichelhäher	4,7	3	1	1	2	1	Rs	1	1	2	1	1	n.s.
Gartenbaumläufer	0,7	1	1	0	1	2	Rs	1	1	1	3	5	↗
Gartengrasmücke	1,0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	Rs	Rs	n.s.
Gimpel	1,3	1	G	1	1	Rs	1	1	2	1	1	2	↗
Goldammer	0,3	RS	0	G	0	0	0	0	0	0	0	Rs	n.s.
Grünfink	5,7	5	1	2	1	1	1	1	1	0	1,5	1	n.s.
Grünspecht	G	Rs	G	1	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	2Rs	1	1,5	↗
Heckenbraunelle	4,0	5	1	2	3	1	2	1	4	4	4	4	↗
Hohltaube	0	0	0	0	Rs	Rs	0	0	Rs	2Rs	Rs	Rs	n.s.
Kernbeißer	3,3	3	0	0	1	0	G	G	G	1	1	2,5	↗
Kleiber	2,0	1	4	4	1	3	2	1	3	2	2,5	4,5	n.s.
Kohlmeise	9,3	11	5	5	5	4	3	5	5	4	5	8,5	n.s.
Mäusebussard	G	1	G	0	Rs	Rs	Rs	0	Rs	Rs	1	1	↗
Misteldrossel	0	Bv	0	Rs	Rs	Rs	0	2	Rs	0	Rs	Rs	n.s.
Mittelspecht	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1Rs	1,5	2,5	↗
Mönchsgrasmücke	5,3	6	4	3	5	4	6	4	4	6	8,5	15	↗
Rabenkrähe	G	2	G	G	1	1	Rs	1	Rs	1	1,5	2Rs	↗
Ringeltaube	6,3	6	4	7	5	4	6	7	5	7	7,5	9,5	↗
Rotkehlchen	11,0	12	7	9	8	9	11	9	8	7	13,5	15,5	↗
Schwarzspecht	0	0	0	Rs	Rs	0	0	0	0	0	0	Rs?/G	n.s.
Singdrossel	7,0	5	3	4	4	4	2	4	3	4	5	8	↗
Sommergoldhähnchen	3,0	4	G	0	0	G	0	Rs	1	0	2	2	↗
Waldkauz	1,0	1	G	G	0	0	0	0	0	1	1	1,5	↗
Weidenmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	↗
Wintergoldhähnchen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	↗
Zaunkönig	5,7	9	6	5	8	8	7	9	5	5	11,5	14,5	n.s.
Zilpzalp	5,3	8	2	3	3	3	4	4	3	5	8	8	↗

Bei den im Jahr 2018 durchgeführten Kartierungen konnten 25 Vogelarten als Brutvögel und fünf Arten als Randsiedler festgestellt werden. Dazu kommt eine Art mit Brutzeitbeobachtungen, die allerdings nicht die Kriterien des DDA erfüllten, um als Brutvögel oder Randsiedler eingestuft zu werden (Tab. 8/1). Als Randsiedler wurden Gartengrasmücke, Goldammer, Hohltaube, Misteldrossel und Rabenkrähe eingestuft. Vom Schwarzspecht, der in der Vergangenheit als Randsiedler festgestellt wurde, gelangen mehrere Brutzeitbeobachtungen, die allerdings nicht ausreichten, um die Art sicher als Brutvogel bzw. Randsiedler einzustufen. Elf von 31 Brutvögeln zeigten keinen signifikanten Trend in ihrer Entwicklung, bei 20 Arten steigen die Bestände signifikant an.

Tab. 8/2: Anzahl der Reviere der ehemaligen Brutvogelarten auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1986-88 (LEISTEN 2002), 1998 und 2009 bis 2018. Aufgrund der größeren Untersuchungsgebiete in 1986-88 und 1998 sind die absoluten Bestandszahlen dieses Jahres nur bedingt vergleichbar (LEISTEN 2002, 2017). Rs=Randsiedler, G=Gastvogel ohne Zählung, Bv=Brutvogel ohne Zählung.), ↗= signifikant positiver Trend, ↘= signifikant negativer Trend, n.s. = Trend nicht signifikant. Jahre ohne Brutvorkommen hellrot, Jahre ohne Beobachtungen rot hinterlegt.

Deutscher Name	Beobachtung												Trend
	Ø 1986-88	1998	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2009-2018
Bachstelze	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Dorngrasmücke	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Feldschwirl	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Feldsperling	8,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Fitis	2,7	2	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	n.s.
Gartenrotschwanz	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	-
Grauschnäpper	0,3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Habicht	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	Rs?	G	n.s.
Hausperling	11,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Klappergrasmücke	0	Rs	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Kuckuck	0	Rs	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0	-
Nachtigall	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0	0	-
Neuntöter	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs?	0	n.s.
Schwanzmeise	1,7	2	2	0	0	0	0	Rs	0	1	1	0	n.s.
Sperber	0	Rs	G	0	0	Rs	0	0	0	0	G	0	n.s.
Star	15,7	6	0	0	1	1	1	0	Rs	Rs	G	G	n.s.
Stieglitz	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	G	G	n.s.
Sumpfrohrsänger	0	Bv	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	n.s.
Turmfalke	0	0	0	0	0	Rs	0	0	0	0	0	0	n.s.
Waldlaubsänger	1,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-

Im aktuellen Kartierungsjahr 2018 konnten 20 Arten, die früher als möglicher Brutvögel im Bereich des Gerresheimer Waldfriedhofs festgestellt wurden, nicht mehr als solche festgestellt werden (Tab. 8/2). Das heißt, dass von den im Laufe der Zeit insgesamt 50 festgestellten Brutvogelarten 40% nicht mehr hier brüten. Einige ehemalige Brutvögel, wie zum Beispiel Distelfink und Star, konnten in 2018 aber als Nahrungsgäste oder Durchzügler beobachtet werden.

Tab. 8/3: Gastvögel und Durchzügler auf dem Gerresheimer Waldfriedhof 1998 und 2009 bis 2018. G=Gastvogel ohne Zählung, Dz=Durchzügler.

Deutscher Name	2016	2017	2018
Dohle	0	Dz	Dz
Elster	0	G	G
Erlenzeisig	0	0	Dz
Feldlerche	0	Dz	Dz
Fichtenkreuzschnabel	0	G	0
Halsbandsittich	0	0	G
Haubenmeise	0	G	G
Mauersegler	0	G	G
Nachtigall	G	0	0
Rotdrossel	0	0	Dz
Sumpfmeise	0	G	G
Tannenmeise	0	0	Dz/G
Uhu	0	0	G
Wespenbussard	0	0	G



Abb. 8/5: Zilpzalp *Phylloscopus collybita* (links) und Abb. 8/6: Fitis *Phylloscopus trochilus* (rechts): Der Zilpzalp gehört, anders als sein Verwandter der Fitis, zu den Klimagewinnern unter den Vögeln Mitteleuropas. Foto Zilpzalp: 27.08.2014, NSG „Ehemalige Klärteiche Bedburg“, Bedburg, J. Busch. Foto Fitis: 29.08.2018, NSG „Ehemalige Klärteiche Bedburg“, Bedburg, J. Busch.

Himmelgeister Rheinbogen

Bei den im Jahr 2018 durchgeführten Kartierungen konnten 35 Vogelarten als Brutvögel und sechs Arten als Randsiedler festgestellt werden (Tab. 8/4). Als Randsiedler wurden Gartengrasmücke, Misteldrossel, Schwarzkehlchen, Schwarzmilan, Sumpfrohrsänger und Wiesenschafstelze erfasst. Das Schwarzkehlchen

wurde dabei zum ersten Mal während des Untersuchungszeitraumes im Bereich des Untersuchungsgebietes als Brutvogel, genauer als Randsiedler beobachtet.

Im aktuellen Kartierungsjahr 2018 konnten 16 Arten, die früher als mögliche Brutvögel im Bereich des Himmelgeister Rheinbogens festgestellt wurden, nicht mehr als solche festgestellt werden (Tab. 8/5). Das heißt, dass von den im Laufe der Zeit insgesamt 57 festgestellten möglichen Brutvogelarten 28% nicht mehr hier brüten. Einige ehemalige Brutvögel, wie zum Beispiel Baumfalke und Kiebitz, konnten in 2018 aber als Nahrungsgäste oder Durchzügler beobachtet werden.

Von den 41 in 2018 festgestellten Brutvogelarten zeigen 15 Arten einen signifikanten positiven Trend in der Bestandsentwicklung innerhalb des Zeitraumes 2009 – 2018 (Tabelle 8/4). Bei alle anderen Arten waren die Änderungen in diesem Zeitraum nicht signifikant.

Unter den ehemaligen Brutvogelarten sind vier ursprünglich regelmäßig vorkommende Arten mittlerweile verschwunden (Tab. 8/5). Dies ist bei Feldsperling, Kiebitz, Pirol und Turmfalke der Fall, das heißt bei diesen Arten ist der Trend signifikant negativ.

Tab. 8/4: Anzahl der Reviere der aktuellen Brutvogelarten im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2018. Aufgrund des 2007 größeren Untersuchungsgebietes sind die absoluten Bestandszahlen dieses Jahres nur bedingt vergleichbar (LEISTEN 2017). G=Gastvogel, Bv=Brutvogel ohne Zählung, G=Gast, Dz=Durchzügler (seit 2012 erfasst), ↗= signifikant positiver Trend, ↘= signifikant negativer Trend, n.s. = Trend nicht signifikant.

Deutscher Name	Beobachtung											Trend
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2009-2018
Amsel	Bv	5	3	4	4	5	4	6	5	6	7,5	↗
Blaumeise	Bv	3	2	3	3	2	3	2	2	3	4	n.s.
Bluthänfling	0	2	2	3	3	3	G	1	4	1	3	n.s.
Buchfink	Bv	7	5	7	6	6	5	4	5	7,5	12,5	n.s.
Buntspecht	Bv	G	1	G	G	1	1	1	2	3	3	↗
Dohle	Bv	G	2	1	4	3	2	1	1	1	2	n.s.
Dorngrasmücke	4	5	5	11	7	9	7	6	9	10,5	8,5	n.s.
Eichelhäher	G	0	G	0	0	0	1	G	0	G	2	n.s.
Fasan	Bv	2	4	4	3	3	1	1	4	3	2	n.s.
Feldlerche	8	5	3	5	6	4	4	5	6	6	9	↗
Gartenbaumläufer	Bv	G	0	1	1	1	1	0	0	2	4	n.s.
Gartengrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	↗
Gelbspötter	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	↗
Grünfink	Bv	2	1	1	1	1	1	1	2	2	3,5	n.s.
Grünspecht	Bv	G	G	0	0	0	1	1	1	1,5	1,5	↗
Halsbandsittich	Bv	2	3	0	G	Rs	Rs	1	2	Rs	1	n.s.
Heckenbraunelle	Bv	1	1	1	1	1	2	3	2	4	4,5	↗
Hohltaube	Bv	G	1	2	3	3	3	4	3	4	3	↗
Kohlmeise	Bv	6	4	5	4	8	3	6	7	8	7,5	n.s.
Mäusebussard	2	2	1	1	1	1	1	2	1,5	1,5	1,5	n.s.
Misteldrossel	Bv	1	1	0	1	Rs	0	Rs	0	Rs	Rs	n.s.
Mönchsgrasmücke	Bv	6	5	6	4	5	4	3	6	9	12	n.s.
Nachtigall	0	0	0	0	0	0	0	Rs	0	2,5	2,5	↗
Nilgans	Bv	2	2	2	4	4	5	5	4	5	5,5	↗

Deutscher Name	Beobachtung											Trend
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2009-2018
Rabenkrähe	Bv	6	5	3	5	4	3	6	7	6,5	3,5	n.s.
Ringeltaube	Bv	7	4	3	3	5	5	4	4	5,5	5	n.s.
Rostgans	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	n.s.
Rotkehlchen	Bv	2	2	2	1	1	2	1	1	G	2	n.s.
Schleiereule	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	n.s.
Schwarzkehlchen	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	n.s.
Schwarzmilan	0	G	G	G	G	G	Dz	Rs	Rs	Rs	Rs	↗
Singdrossel	Bv	4	3	3	2	3	2	2	2	2,5	3	n.s.
Star	Bv	6	5	5	5	6+	5+	7+	4+	4+	6	n.s.
Steinkauz	3	3	4	2	2	2	4	3	3	5	2,5	n.s.
Stieglitz	Bv	0	1	4	2	2	Rs	1	1	2,5	2	n.s.
Sumpfrohrsänger	Bv	3	1	2	1	2	2	Rs	2	1	Rs	n.s.
Waldkauz	1	0	G	0	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	Rs	1,5	↗
Waldohreule	1	0	0	0	0	0	0	G	0	0	1	n.s.
Wiesenschafstelze	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Rs	Rs	↗
Zaunkönig	Bv	6	2	3	5	3	8	8	7	11	17,5	↗
Zilpzalp	Bv	3	2	3	3	3	6	3	4	6,5	5,5	↗

Tab. 8/5: Anzahl der Reviere der ehemalige Brutvogelarten im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2018. Aufgrund des 2007 größeren Untersuchungsgebietes sind die absoluten Bestandszahlen dieses Jahres nur bedingt vergleichbar (LEISTEN 2017). G=Gastvogel, Bv=Brutvogel ohne Zählung, G=Gast, Dz=Durchzügler (seit 2012 erfasst), ↗= signifikant positiver Trend, ↘= signifikant negativer Trend, n.s. = Trend nicht signifikant. Jahre ohne Brutvorkommen hellrot, Jahre ohne Beobachtungen rot hinterlegt.

Deutscher Name	Beobachtung											Trend
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2009-2018
Bachstelze	0	0	0	0	0	0	0	0	1	G	G	n.s.
Baumfalke	1	0	G	0	G	G	0	0	0	G	G	-
Feldsperling	2	1	1	2	2	0	0	0	0	0	0	↘
Gartenrotschwanz	Bv	0	G	0	0	0	G	0	0	Dz	0	-
Graureiher	0	0	0	0	0	0	G	G	Rs	Rs	G	n.s.
Habicht	1	1	0	1	Rs	G	1	G	0	G	G	n.s.
Hausrotschwanz	0	G	G	4	0	0	0	0	0	G	G	n.s.
Kiebitz	2	3	5	4	1	1	0	1	1	0	Dz	↘
Kleiber	Bv	G	0	0	0	0	0	0	0	G	G	-
Kuckuck	Bv	0	0	G	G	G	1?	0	0	G	G	n.s.
Pirol	1	2	2	G	G	Rs	0	0	0	0	G	↘
Rebhuhn	Bv	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	n.s.
Sperber	G	G	0	0	Rs	Rs	Rs	0	0	G	G	n.s.
Sumpfmehse	Bv	1	1	0	0	0	0	0	0	Rs	G	n.s.
Turmfalke	1	1	1	G	G	G	G	G	G	G	G	↘
Wachtel	G	0	G	G	2	0	0	0	2	1	Dz	n.s.

Tab. 8/6: Gastvögel und Durchzügler im Himmelgeister Rheinbogen 2007 und 2009 bis 2018. G=Gastvogel ohne Zählung, Dz=Durchzügler. R. Köhn, mündl. Mitteilung.

Deutscher Name	Beobachtung										
	2007	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Austernfischer	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Baumpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Bergpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Braunkehlchen	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	Dz	0
Elster	G	0	0	0	0	0	G	G	G	G	0
Erlenzeisig	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Feldschwirl	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	Dz
Fitis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz
Flussregenpfeifer	0	0	0	0	0	G	0	Dz	0	0	0
Gimpel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0
Goldammer	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0	0
Grauschnäpper	0	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heringsmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G
Kanadagans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G
Kernbeißer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G
Klappergrasmücke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Kormoran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz
Lachmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Mauersegler	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G
Mehlschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G
Mittelmeermöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G
Neuntöter	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0	0	0
Rauchschwalbe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G
Rohrammer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Rohrweihe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz
Rotdrossel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz
Rotmilan	0	G	G	G	G	G	Dz	G	Dz	G	G
Schwanzmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G
Steinschmätzer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz
Stockente	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G
Sturmmöwe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	G
Tannenmeise	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz
Uhu*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	G
Wacholderdrossel	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz
Waldwasserläufer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	0
Wanderfalke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	G	0
Weißstorch	0	0	0	0	0	G	0	0	0	0	0
Wespenbussard	G	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Wiesenpieper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	Dz	Dz

Tab. 8/7: Liste der ehemaligen und aktuellen Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof und des Himmelgeister Rheinbogen 1998 bzw. 2007 und 2009 bis 2018. ^P = in NRW planungsrelevante Art (MKULNV 2015, LANUV 2016b), Angaben zum Rote-listestatus (RL) in Deutschland (GRÜNEBERG et al. 2015) und Nordrhein-Westfalen (GRÜNEBERG et al. 2017), inklusive Angabe der lang- und kurzfristigen Trends (L bzw. K), kurzfristiger Trend und klimabedingte Prognose für Düsseldorf und Umgebung (SCHUMANN & KRAUSE 2017), klimabedingte Prognose für NRW (SUDFELDT et al. 2009a), gerundeter Species Temperature Index, (STI, V. DEVICTOR, schriftl. Mittlg (2019), **Arten mit STI < 11**, Arten mit STI 11 < u. < 13, **Arten mit STI > 13**), voraussichtliche klimabedingte Änderung der Arealgröße (R) und -überlappung (O) in Europa, klimabedingte Prognose zum zukünftigen Bestand in Mitteleuropa (HUNTLEY et al. 2007), **Werte ≤0,75 in roter Schrift.** * ungefährdet, V Vorwarnliste, 3 gefährdet, 2 stark gefährdet, 1 vom Aussterben bedroht. > ansteigend, = gleichbleibend, (<), abnehmend, ↑ positiv, ↓ negativ, ↓↓ stark negativ, ↓↓↓ sehr stark negativ. 0 unverändert, -1 nicht mehr überall vorkommend, -2 nicht mehr vorkommend, + positiv, - negativ, ? Prognose nicht möglich, -3=völliges Verschwinden der Art aus dem UG und Mitteleuropa, -2=Rückgang im UG und in weiten Teilen Deutschlands, -1=Rückgang in benachbarten Regionen des UG, 0=neutral, 1=leichte Zunahme, Werte ≤-2 rot, -1 orange, 0 neutral und 1 grün unterlegt. NZ = Neozoe.

Deutscher Name	Rote Listen		Düsseldorf		NRW	Europa			
	RL D /L/K	RL NRW /L/K	Trend	Prognose	Prognose	STI	R	O	Prognose Mitteleuropa
Amsel	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,58	1,04	0,87	0
Bachstelze	* / > / ↓↓	V / (<) / ↓↓	=	0	0	11,99	0,91	0,87	0
Baumfalke ^P	3 / (<) / =	3 / (<) / =	=	0	+	12,69	0,89	0,71	0
Blaumeise	* / > / =	* / > / ↑	=	0	0	12,74	1,05	0,87	0
Bluthänfling ^P	3 / (<) / ↓↓↓	3 / (<) / ↓↓↓	↓	0	0	13,16	1,05	0,84	0
Buchfink	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,30	0,94	0,89	0
Buntspecht	* / > / =	* / > / =	=	0	+	12,12	0,81	0,75	0
Dohle	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,96	0,9	0,7	-1
Dorngrasmücke	* / (<) / =	* / (<) / ↑	↑	0	0	12,65	1	0,86	0
Eichelhäher	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,47	1	0,83	0
Fasan	NZ	NZ	↓	0	+	12,87	1,01	0,72	0
Feldlerche ^P	3 / (<) / ↓↓	3S / (<) / ↓↓↓	=	0	0	12,20	0,86	0,78	0
Feldschwirl ^P	3 / (<) / ↓↓	3 / (<) / ↓↓	↓	-1	-	11,77	0,66	0,37	-2
Feldsperling ^P	V / (<) / ↓↓	3 / (<) / ↓↓↓	↓	0	0	13,07	0,95	0,74	0
Fitis	* / = / ↓↓	V / (<) / ↓↓	↓↓	-1	-	10,46	0,58	0,56	-2
Gartenbaumläufer	* / = / =	* / = / =	↓	0	+	13,90	1,06	0,57	-1
Gartengrasmücke	* / = / =	* / = / =	↓	-1	0	11,32	0,69	0,65	0
Gartenrotschwanz ^P	V / (<) / =	2 / (<) / ↓↓↓	↓	0	0	11,31	0,75	0,71	-1
Gelbspötter	* / = / =	* / = / ↓↓	=	-2	-	11,39	0,61	0,42	-3
Gimpel	* / > / =	* / (<) / ↓↓	=	0	0	10,76	0,74	0,69	-1
Goldammer	V / (<) / =	* / (<) / =	↓	0	0	11,55	0,79	0,73	-1
Graureiher ^P	* / = / ↑	* / > / =	=	-1	0	12,69	0,81	0,57	0
Grauschnäpper	V / (<) / ↓↓	* / = / ↓↓	=	0	0	12,15	0,89	0,82	0
Grünfink	* / > / =	* / = / ↑	=	0	0	12,60	1,01	0,89	0
Grünspecht	* / (<) / ↑	* / (<) / ↑	=	0	+	12,94	1	0,66	1
Habicht ^P	* / = / =	3 / (<) / =	=	0	0	11,80	0,65	0,73	-1
Halsbandsittich	NZ	NZ	↑	0	+	13,71			
Hausrotschwanz	* / > / =	* / > / =	=	0	+	13,24	0,6	0,96	-1
Haussperling	V / (<) / ↓↓	V / (<) / ↓↓	↓	-2	0	12,26	0,86	0,81	0
Heckenbraunelle	* / > / =	* / > / =	=	0	0	10,91	0,72	0,67	-2
Hohлтаube	* / = / ↑	* / > / ↑	=	-1	0	12,44	0,78	0,47	-2

Deutscher Name	Rote Listen		Düsseldorf		NRW	Europa			
	RL D /L/K	RL NRW /L/K	Trend	Prognose	Prognose	STI	R	O	Prognose Mitteleuropa
Kernbeißer	* / = / ↓↓	* / = / =	=	0	+	12,98	0,91	0,61	-1
Kiebitz ^P	2 / (<) / ↓↓↓	2S / (<) / ↓↓↓	↓	-1	-	11,53	0,71	0,66	-2
Klappergrasmücke	* / (<) / =	V / (<) / ↓↓	↓	0	-	11,64	0,74	0,61	-2
Kleiber	* / > / =	* / > / =	=	0	+	12,79	0,88	0,61	0
Kohlmeise	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,34	0,96	0,93	0
Kuckuck ^P	V / (<) / =	2 / (<) / ↓↓↓	↓↓	0	0	12,14	0,95	0,91	0
Mäusebussard ^P	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,70	0,89	0,75	0
Misteldrossel	* / > / =	* / > / =	=	0	0	11,91	0,81	0,64	-1
Mittelspecht ^P	* / > / =	* / = / ↑	↑	-1	0	13,24	0,83	0,34	-2
Mönchsgrasmücke	* / > / ↑	* / > / ↑	=	0	+	12,62	0,96	0,81	0
Nachtigall ^P	* / = / ↑	3 / (<) / ↓↓	=	0	-	14,49	1,3	0,87	0
Neuntöter ^P	* / (<) / =	V / (<) / =	↑	0	0	12,62	0,99	0,81	0
Nilgans	NZ	NZ	↑↑		+	12,39			
Pirol ^P	V / (<) / =	1 / (<) / ↓↓↓	=	0	+	13,47	1,04	0,8	0
Rabenkrähe	* / > / =	* / > / ↑	=	0	0	12,13	0,93	0,88	0
Rebhuhn ^P	2 / (<) / ↓↓↓	2S / (<) / ↓↓↓	=	0	0	12,85	0,95	0,61	-1
Ringeltaube	* / > / =	* / > / =	=	0	0	12,22	0,91	0,8	0
Rostgans	NZ	NZ	=		0	15,57	1,01	0,19	
Rotkehlchen	* / = / =	* / > / =	=	0	0	12,00	0,82	0,75	0
Schleiereule ^P	* / (<) / ↑	*S / (<) / ↑	=	0	+	13,99	1,09	0,66	-1
Schwanzmeise	* / = / =	* / = / =	=	0	0	12,66	0,91	0,69	0
Schwarzkehlchen ^P	* / (<) / ↑	* / (<) / ↑	↑	0	?	13,99	1,06	0,69	1
Schwarzmilan ^P	* / = / ↑	* / > / ↑	=	0	+	13,47	0,84	0,49	0
Schwarzspecht ^P	* / > / ↑	*S / > / ↑	=	0	-	11,12	0,73	0,62	-2
Singdrossel	* / = / =	* / > / =	↓	0	0	11,40	0,76	0,72	-1
Sommergoldhähnchen	* / > / =	* / > / =	=	0	-	13,20	0,7	0,63	-2
Sperber ^P	* / = / ↑	* / = / =	↑	0	0	11,92	0,79	0,72	-1
Star ^P	3 / (<) / ↓↓	3 / (<) / ↓↓	↓	0	0	11,80	0,9	0,82	0
Steinkauz ^P	3 / (<) / ↑	3S / (<) / =	↑	0	+	14,21	1,16	0,84	0
Stieglitz	* / = / ↓↓	* / = / ↑	=	0	0	13,45	1,06	0,86	0
Sumpfmeise	* / = / =	* / = / =	=	0	0	12,33	0,98	0,63	0
Sumpfrohrsänger	* / > / =	V / (<) / ↓↓	↓	0	-	12,25	0,88	0,62	-1
Turmfalke ^P	* / = / =	VS / (<) / =	=	0	0	12,43	0,96	0,91	0
Wachtel ^P	V / (<) / ↑	2S / (<) / ↓↓	=	0	+	13,60	1,01	0,72	0
Waldkauz ^P	* / = / =	* / = / =	=	0	+	12,87	0,96	0,68	0
Waldaubsänger ^P	* / = / ↓↓↓	3 / (<) / ↓↓	↑	0	-	11,38	0,73	0,60	-1
Waldohreule ^P	* / = / =	3 / (<) / ↓↓	=	0	+	12,29	0,83	0,64	-1
Weidenmeise	* / = / ↓↓	* / = / ↓↓↓	=	0	-	10,20	0,62	0,59	-1
Wiesenschafstelze	* / = / =	* / = / ↑	=	0	0	12,14	0,85	0,77	0
Wintergoldhähnchen	* / > / ↓↓	* / > / =	=	0	-	10,81	0,87	0,44	-1
Zaunkönig	* / = / ↑	* / > / ↑	=	0	+	12,24	0,96	0,79	0
Zilpzalp	* / > / =	* / > / ↑	=	0	+	11,95	0,86	0,79	0

Von den insgesamt 73 in den beiden Untersuchungsgebieten in den Jahren 1986-88, 1998 bzw. 2007 und 2009-2018 beobachteten Brutvogelarten stehen aktuell deutschlandweit acht Arten auf der Roten Liste und acht Arten auf der Vorwarnliste (Tab. 8/7). Baumfalke (Abb. 8/8), Bluthänfling, Feldlerche, Feldschwirl, Star und Steinkauz (Abb. 8/19) in der Kategorie 3, d. h. die Arten sind deutschlandweit in ihrem Bestand gefährdet. Rebhuhn und Kiebitz sogar in Kategorie 2, d. h. diese beiden Arten sind deutschlandweit sogar stark gefährdet. Auf der bundesweiten Vorwarnliste stehen Feldsperling, Gartenrotschwanz, Goldammer, Grauschnäpper, Haussperling, Kuckuck, Pirol und Wachtel. Von diesen Arten konnten als Brutvogel in 2018 Bluthänfling, Feldlerche, Goldammer, Star und Steinkauz erfasst werden. Baumfalke, Feldschwirl, Gartenrotschwanz, Kiebitz, Kuckuck, Pirol und Wachtel immerhin noch als Nahrungsgäste bzw. Durchzügler.

Für Nordrhein-Westfalen sieht die Situation wie folgt aus: 17 Arten der in den Untersuchungsgebieten während des Untersuchungszeitraumes 1986-88, 1998 bzw. 2007 und 2009-2018 als Brutvögel festgestellten Vogelarten stehen auf der Roten Liste Nordrhein-Westfalens, sieben Arten auf der Vorwarnliste (Tab. 8/7). Baumfalke, Bluthänfling, Feldlerche, Feldschwirl, Feldsperling, Habicht, Nachtigall, Star, Steinkauz, Waldlaubsänger und Waldohreule in der Kategorie 3, d. h., dass sie landesweit in ihren Beständen gefährdet sind. Wachtel, Rebhuhn, Kuckuck, Kiebitz und Gartenrotschwanz stehen in Kategorie 2, d. h. ihre Bestände in Nordrhein-Westfalen sind stark gefährdet. Der Pirol ist in Nordrhein-Westfalen als Brutvogel sogar vom Aussterben bedroht. Auf der landesweiten Vorwarnliste stehen Bachstelze, Fitis, Haussperling, Klappergrasmücke, Neuntöter, Sumpfrohrsänger und Turmfalke (Abb. 8/7). Von diesen Arten konnten als Brutvogel in 2018 Bluthänfling, Feldlerche, Goldammer, Nachtigall, Star, Steinkauz und Waldohreule (Abb. 8/10) beobachtet werden. Bachstelze, Baumfalke, Feldschwirl, Fitis, Habicht, Kiebitz, Klappergrasmücke, Kuckuck, Pirol, Turmfalke und Wachtel wurden immerhin noch als Nahrungsgäste bzw. Durchzügler erfasst.



Abb. 8/7: Turmfalke *Falco tinnunculus* (links). Abb. 8/8: Baumfalke *Falco subbuteo* (rechts). Beide Falkenarten sind vom Klimawandel wenig betroffen. Andere Faktoren beeinflussen die Bestände deutlich stärker. Foto Turmfalke: 20.03.2018, Düsseldorf-Himmelgeist., J. Busch. Foto Baumfalke: 10.08.2018, Xanten, Bislicher Insel, J. Busch.

Nach HUNTLEY et al. (2007) gehören die folgenden Arten der ehemaligen und aktuellen Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof und des Himmelgeister Rheinbogen zu den Vogelarten Europas, die europaweit vom prognostizierten Klimawandel profitieren werden (Tab. 8/7): Grünspecht und Schwarzkehlchen.

Zu den Verlierern gehören europaweit deutlich mehr Arten der beiden Untersuchungsgebiete: Dohle, Feldschwirl, Fitis, Gartenbaumläufer, Gartenrotschwanz, Gelbspötter, Gimpel, Goldammer, Habicht, Hausrotschwanz, Heckenbraunelle, Hohltaube, Kernbeißer, Kiebitz, Klappergrasmücke, Misteldrossel, Mittelspecht, Rebhuhn, Schleiereule, Schwarzspecht, Singdrossel, Sommergoldhähnchen, Sperber, Sumpfrohrsänger, Wsaldlaubsänger, Waldohreule, Weidenmeise, Wintergoldhähnchen.

Für Nordrhein-Westfalen kommen SUDFELDT et al. (2009a) klimawandelbedingt zu positiven Prognosen für die folgenden ehemaligen und aktuellen Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof und des Himmelgeister Rheinbogen: Buntspecht, Fasan, Gartenbaumläufer, Grünspecht, Halsbandsittich, Hausrotschwanz, Kernbeißer, Kleiber, Mönchsgrasmücke, Nilgans, Pirol, Schleiereule, Schwarzmilan, Steinkauz, Wachtel, Waldkauz, Waldohreule, Zaunkönig und Zilpzalp. Ihnen zu folge gehören in Nordrhein-Westfalen folgende Arten zu den Verlierern des prognostizierten Klimawandels: Feldschwirl, Fitis, Gartengrasmücke, Gelbspötter, Kiebitz, Klappergrasmücke, Nachtigall, Schwarzspecht, Sommergoldhähnchen, Sumpfrohrsänger, Waldlaubsänger, Weidenmeise und Wintergoldhähnchen.



Abb. 8/9: Waldkauz *Strix aluco* (links). Abb. 8/10: Waldohreule *Asio otus* (rechts). Beide Eulenarten profitieren in NRW vom Klimawandel und werden wohl auch in Zukunft im Raum Düsseldorf vorkommen. Foto Waldkauz: 07.04.2018, Düsseldorf-Gerresheim, J. Busch. Foto Waldohreule: 04.08.2005, NP Bayerischer Wald, J. Busch.

Betrachtet man die zukünftige Entwicklung der Vorkommen der ehemaligen und aktuellen Brutvögel vom Gerresheimer Waldfriedhof und des Himmelgeister Rheinbogen im Raum Düsseldorf (SCHUMANN & KRAUSE 2017) gehören die folgenden Arten zu den Verlierern (Tab. 8/7): Feldschwirl, Fitis, Haussperling, Gartengrasmücke, Gelbspötter, Graureiher, Hohltaube, Kiebitz und Mittelspecht.

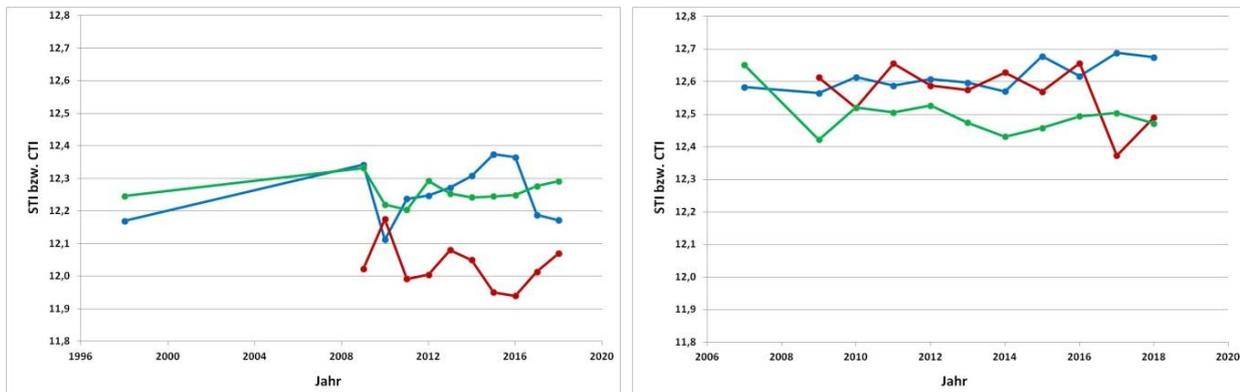


Abb. 8/11: Entwicklung des Species Temperature Index (STI) und Community Temperature Index (CTI) der Brutvögel in den Untersuchungsgebieten Gerresheim (links) und Himmelgeist (rechts). Blau: mittlerer STI der im jeweiligen Jahr aktuell brütenden Arten, rot: mittlerer STI der Arten die in mindestens einem der früheren Jahren des Untersuchungszeitraumes in den Untersuchungsgebieten gebrütet haben, im jeweils aktuellen Jahr allerdings nicht gebrütet haben, grün: CTI der Brutvögel des aktuellen Jahres. STI-Werte der einzelnen Arten nach V. DEVICTOR, schriftl. Mittlg (2019).

Diskussion

Global reagieren Vögel der verschiedenen Kontinente auf den Klimawandel trotz eines unterschiedlichen Artenspektrums grundsätzlich in ähnlicher Weise (STEPHENS et al. 2016, DDA 2016). Bei der Bewertung von Vogelarten im Hinblick auf ihre voraussichtliche Reaktion auf Klimaänderungen spielen mannigfaltige Faktoren eine Rolle, so dass noch erheblicher Forschungsbedarf besteht und es auch auf längerer Sicht notwendig sein wird, diesbezügliche Beobachtungen und Veränderungen weiter zu dokumentieren. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Untersuchungen nur für solche Arten etwas detaillierter diskutiert, die deutliche Veränderungen ihrer Bestände zeigen oder für die sich deutliche Konsequenzen aus den zukünftigen klimatischen Veränderungen abzeichnen.

Die Besiedlung Deutschlands durch die **Nilgans** erfolgt hauptsächlich über die expandierenden niederländischen und belgischen Bestände. Die ersten Freilandbruten in NRW wurden 1986 festgestellt. Da ihre Reviere jedoch nicht zwingend an Gewässern liegen müssen und die Nistplatzwahl sehr variabel ist, hat diese Art sicherlich das breiteste Habitatspektrum aller „Gänsearten“. Dies erlaubt ihr auch eine weitere Verteilung und fast flächenhafte Besiedlung der meisten Landesteile, so dass mit weiteren Besiedlungen zu rechnen ist (GRÜNEBERG et al. 2013).

Dazu kommt, dass die Art von geringerer Wintermortalität und möglicherweise von einer verlängerten Brutzeit durch mildere Temperaturen im Rahmen des Klimawandels profitiert (SUDFELDT et al. 2009a). Auch im Untersuchungsgebiet des Himmelgeister Rheinbogens war eine solche Zunahme bei der Nilgans zu beobachten, so dass es in den letzten Jahren schon zu aggressiven Auseinandersetzungen um die besten Reviere kommt (LEISTEN 2017 und eigenen Beobachtungen). In den letzten Jahren stieg die Zahl der Brutpaare im Gebiet nicht mehr an (Tab. 8/4). Dies und die vielen Nichtbrüter im Gebiet sprechen



Abb. 8/12: Mäusebussard *Buteo buteo* (links). Abb. 8/13: Schwarzmilan *Milvus migrans* (rechts). Beide Greifvogelarten sind europaweit nicht vom Klimawandel negativ beeinflusst und werden wohl auch in Zukunft im Raum Düsseldorf vorkommen. Der Schwarzmilan wird klimatisch in NRW sogar eher profitieren, geeignete Lebensräume vorausgesetzt. Foto Mäusebussard: 29.09.2015, Meerbusch, NSG Ilvericher Altrheinschlinge., J. Busch. Foto Schwarzmilan: 22.06.2018, NSG Vorbecken Buch, Ostalbkreis, J. Busch.

dafür, dass die Kapazitätsgrenze dieser Art dort allmählich erreicht ist, und eine weitere Erhöhung der Zahl der Brutreviere eher fraglich ist.

In NRW hat der **Graureiher** seit den 1970er Jahren deutlich zugenommen. Ursachen dafür liegen in der Einführung einer ganzjährigen Schonzeit im Jahr 1974, milden Wintern und der Erschließung neuer Nahrungsflächen. Die Einstellung der Verfolgung führte zu geringeren Fluchtdistanzen und somit zu einer Erreichbarkeit neuer Nahrungsräume in menschlichen Siedlungen. Vereinzelt kam es sogar zu Brutansiedlungen in Städten. In den letzten Jahren sank der Bestand aufgrund strenger Winter und weiterer unbekannter Faktoren in fast allen Naturräumen wieder ab. Eine der Ursachen hierfür könnte die Prädation durch Waschbären sein. Nur im Ruhrgebiet blieb der Bestand stabil. Insgesamt nahm die Graureiherpopulation in NRW seit 2001 um etwa 25 % ab (GRÜNEBERG et al. 2013, SCHUMANN & KRAUSE 2017). In 2018 konnte die Art nicht mehr als Brutvogel (Randsiedler) im Himmelgeister Rheinbogen beobachtet werden, war aber als Nahrungsgast im Gebiet. Die zukünftig wohl eher milderen Winter sollten für die Bestände des Graureihers allerdings eher förderlich sein (SUDFELDT et al. 2009a) so lange Brut- und insbesondere geeignete Nahrungshabitat vorhanden sind (IMPERIO et al. 2017).

Der **Mäusebussard** (Abb. 8/12) war bis in die 1970er Jahre in NRW nicht gerade häufig. Durch die Einführung einer ganzjährigen Schonzeit kam es nach 1970 zum deutlichen Anwachsen des Bestands. Ein weiterer Zuwachs scheint vor allem noch in den verstädterten Regionen möglich, wo der Mäusebussard

immer häufiger innerhalb der Städte in Parks, auf Friedhöfen oder Industriebrachen anzutreffen ist (GRÜNEBERG et al. 2013). Der Mäusebussard zeigt ausgeprägte Winterfluchten in Jahren mit strengen Wintern, zieht aber bedingt durch den Klimawandel immer seltener (HOLTE et al 2017, HOLTE 2018). Die klimatisch bedingte Verfügbarkeit von Beuteorganismen hat großen Einfluss auf die Entwicklung der Mäusebussardbestände in NRW (JONKER et al. 2014). Der Klimawandel bedingt bei dieser Art eine etwas geringere Wintermortalität und wird für die Bestände des Mäusebussards in NRW eher förderlich sein (SUDFELDT et al. 2009a) und so wohl auch im Raum Düsseldorf.

Bis in die 1990er Jahre war der **Schwarzmilan** (Abb. 8/13) in NRW lediglich mit 10-20 Paaren vertreten. Danach kam es zu einem deutlichen Bestandsanstieg mit gleichzeitiger Arealausdehnung, so dass der Brutbestand im Zeitraum 2005-2009 bei 50-80 Paaren lag. Die Bestandszunahme in NRW steht im Zusammenhang mit der entsprechenden Entwicklung in Deutschland im Zeitraum 1988 bis 2009, wobei es vor allem zwischen 1998 und 2002 zu einer starken Zunahme kam (GRÜNEBERG et al. 2013). Daten aus Italien zeigen, dass der Schwarzmilan mit steigenden Temperaturen im Frühjahr früher mit dem Brüten beginnt, sein Brutgebiet nach Norden ausdehnt und aus klimatischen Gründen auch im westlichen Mitteleuropa häufiger werden wird (SERGIO 2003, HUNTLEY et al. 2007, PRICE 2017). Untersuchungen von SERGIO et al. (2007) zeigen, dass Selektionsdruck beim Schwarzmilan eine frühe Ankunft im Brutgebiet fördert. Seit 2001 werden im Mittelmeerraum und im südlichen Europa, z. B. auch in Teilen Frankreichs und Österreichs, immer häufiger überwinternde Schwarzmilane beobachtet. Ursächlich dafür sind wohl klimatische Veränderungen in Europa und eine Verschlechterung der Bedingungen im klassischen Überwinterungsgebiet südlich der Sahara (LITERÁK et al. 2017). In NRW wird eine möglicherweise durch Niederschlagsveränderungen bedingte erhöhte Jungensterblichkeit wohl durch eine bessere Nahrungssituation während der Brutzeit ausgeglichen. Langfristig verbesserte Lebensraumbedingungen dürften sich positiv auf die Bestände in NRW auswirken (SUDFELDT et al. 2009a), so dass einiges dafür spricht, dass diese Art durch den Klimawandel auch im Untersuchungsgebiet früher eintrifft und häufiger wird, sofern entsprechend geschützte Habitate vorhanden sind.

Seit den 1990er Jahren ist der Bestand des **Turmfalken** (Abb. 8/7) in NRW annähernd konstant geblieben. Vor allem im Westmünsterland hat es Abnahmen gegeben. Desgleichen in den Niederlanden⁵, wo die Art mittlerweile auf der Roten Liste steht (VAN KLEUNEN et al. 2017). Kalte Winter und kühle, niederschlagsreiche Brutperioden führen zu Verlusten, die in guten Mäusejahren jedoch schnell wieder ausgeglichen werden. Neben solchen Wintern wirken sich kühle und niederschlagsreiche Brutperioden in mäusearmen Frühsommern bestandsmindernd aus. Auch eine Intensivierung der Landwirtschaft kann sehr schnell zu einem Nahrungsmangel und damit zu deutlich reduzierten Beständen führen (GRÜNEBERG et al. 2013). Bei dieser Art sind die Auswirkungen des Klimawandels also eher gering (SUDFELDT et al. 2009a). Zwar kann man beim Turmfalken, einem Teilzieher, beobachten, dass seit den 1970er Jahren die beobachteten Zugdistanzen abnehmen (HOLTE 2018), von größerer Bedeutung für die Turmfalkenbestände sind hier im Untersuchungsgebiet allerdings die Änderungen der Landnutzung.

Um 1900 fand ein starker Rückgang der **Kiebitz**bestände aufgrund von Meliorationsmaßnahmen, Intensivierung der Landwirtschaft und Eiersammeln statt. In der Mitte des 20. Jahrhunderts erholten sich die Bestände durch die Habitatumstellung auf Acker als Brutgebiet und die daraus resultierenden höheren

⁵ www.vogelatlas.nl (aufgerufen am 8.12.2018)



Abb. 8/14: Der Kiebitz *Vanellus vanellus* gehört in Mitteleuropa und im Raum Düsseldorf zu den Verlierern des prognostizierten Klimawandels. Dazu führen Änderungen in der Landnutzung zu drastischen Bestandseinbußen. Foto: Düsseldorf-Himmelgeist, 20.03.2018, J. Busch.

Schlupferfolge wieder. Seit Ende der 1970er/Anfang der 1980er Jahre ist der Trend vor allem aufgrund des zu niedrigen Bruterfolgs durch intensivierte Landnutzung rückläufig (GRÜNEBERG et al. 2013, BÖHNER et al. 2017). Die Brutbestände des Kiebitzes haben daher in den letzten Jahren deutschlandweit, aber auch in der Region, stark abgenommen. Dies ist auch im Düsseldorfer Raum der Fall, wie es z. B. Daten aus Meerbusch, Rheinkreis-Neuss (STEVENS 2015) zeigen. Diese Abnahme ist wohl in erster Linie auf negative Einflüsse in den Brutgebieten zurückzuführen (HÖTKER 2015). Neben der intensiveren Landnutzung und Verän-

derungen in der Landwirtschaft (Höhe der Vegetation, Verlust von Brachen, Verlust von extensivem Grünland, Veränderungen im Grünlandmanagement, Einsatz von Agrochemikalien (BELL & CALLADINE 2017, FÜRSTE et al. 2017, FRANKS et al. 2018, SIERING & BURNHAUSER 2018), spielt hierbei auch der Klimawandel eine wichtige Rolle. Zwar reagieren Kiebitze beispielsweise in Niederlanden oder Dänemark auf den immer früheren Beginn des Frühlings durch früheren Beginn des Brutgeschäfts (BRANDSMA et al. 2017, MELTOFTE et al. 2018) und sind auch aufgrund individueller Zugstrategien als Art in der Lage auf den Klimawandel zu reagieren (EICHHORN et al. 2017), allerdings gehört der Kiebitz wohl dennoch zu den größten Klimaverlierern unter den Brutvögeln (HUNTLEY et al. 2007, DRÖSCHMEISTER & SUDFELDT 2009, SUDFELDT et al. 2009a). Daher ist davon auszugehen, dass der Kiebitz im Untersuchungsgebiet auf Dauer eher nicht mehr als regelmäßiger Brutvogel vorkommen wird, sondern nur noch auf dem Durchzug. So zum Beispiel in 2018, als es witterungsbedingt zu einem Zugstau kam und kurzzeitig größere Kiebitzbestände im Gebiet anwesend waren (Abb. 8/14).

Die **Hohltaube** zeigt in NRW in den letzten Jahrzehnten eine deutliche Bestandszunahmen und Arealausdehnung. Im Zeitraum 2005-2009 wurde eine Bestandszunahme um fast 60 % gegenüber den 1990er Jahren ermittelt. Entscheidend für die Entwicklung der Hohltaubenbestände dürfte die Nahrungsversorgung sein, die durch eine weitere Intensivierung der Landwirtschaft bedroht ist. Deshalb profitieren Hohltauben von einer Extensivierung mit einem geringeren Einsatz von Pestiziden (MILLOT et al. 2017) und von einem Umbruchverbot von Grünland in besonderem Maße. (GRÜNEBERG et al. 2013). Klimatische Einflüsse auf die Hohltaube sind laut SUDFELDT et al. (2009a) in NRW nicht erkennbar. HUNTLEY et al. (2007) und SCHUMANN & KRAUSE (2017) schätzen die Situation etwas anders ein. Die klimatisch bedingte Entwicklung der Hohltaubenbestände ist daher schwierig einzuschätzen. Wichtiger scheinen die regiona-

len Entwicklungen in der Landnutzung sein. Insbesondere die Entwicklung des Altbaumbestandes und die Entwicklung naturnaher und natürlicher Wälder spielt hierbei eine wichtige Rolle (HARTHUN 2017).

In Nordrhein hat der **Waldkauz** (Abb. 8/9) in den letzten 10-15 Jahren zugenommen. Durch das Anbringen von Nisthilfen und durch die Zunahme von Altbaumbeständen hat sich das Brutplatzangebot deutlich erhöht. Waldkäuse besiedeln verstärkt den urbanen Raum. In Dörfern und Städten gerne in Parkanlagen und Friedhöfen mit altem, höhlenreichem Baumbestand (GRÜNEBERG et al. 2013) und brüten dort, zumindest in Teilen ihres Verbreitungsgebietes, früher als außerhalb der Städte (GRYZ & KRAUZE-GRYZ 2018). Wobei eine starke nächtliche Lärmbelastung für den Waldkauz als vor allem auch nach Gehör jagender Art im Siedlungsbereich negative Auswirkungen auf den Bestand hat (FRÖHLICH & CIACH 2018a). Höhere Wintertemperaturen erhöhen bei adulten und bei jungen Waldkäuzen deutlich die Überlebenswahrscheinlichkeit (FRANCIS & SAUROLA 2004, SUDFELDT et al. 2009a). Beim Waldkauz tragen milde, schneearme Winter dazu bei, dass die braune Morphe gegenüber der grauen Morphe zunimmt (KARELL et al. 2011). Brutmöglichkeiten und entsprechende Nahrungsangebote vorausgesetzt, kann der Waldkauz vom Klimawandel profitieren und eventuell sogar noch zunehmen. Dies zeigen auch die aktuellen Trends in den Untersuchungsgebieten (Tab. 8/1 u. 8/4)

Die **Waldohreule** (Abb.8/10) konnte im Jahr 2018 nach längerer Zeit wieder als Brutvogel im Untersuchungsgebiet festgestellt werden. Sie ist ein Bewohner der halboffenen, strukturierten Kulturlandschaft. Bevorzugte Habitate sind z. B. Waldrandlagen, Feldgehölze, Streuobstwiesen, Baumgruppen, Hecken und Einzelbäume. Wichtig ist das Vorhandensein von verlassenen Nestern von Rabenkrähen, Elstern und vereinzelt von Ringeltauben, zum anderen ausreichend große Bestände von Kleinsäugern, insbesondere der Feldmaus. Zum Jagen benötigen Waldohreulen offene Flächen wie Äcker, Grünland, Schneisen und Blößen mit niedriger Vegetationshöhe. Wichtige Nahrungsflächen mit Kleinsäugervorkommen bilden auch Brachen, Feldraine, Säume und unversiegelte Feldwege (GRÜNEBERG et al. 2013). Im Siedlungsbereich kann, ähnlich wie beim Waldkauz, eine starke nächtliche Lärmbelastung für die ebenfalls nach Gehör jagender Art negative Auswirkungen auf den Bestand haben (FRÖHLICH & CIACH 2018b). Biotopverluste und Nahrungsmangel, z. B. nach Kältewintern, haben in der Vergangenheit zu deutlichen Bestandsabnahmen in z. B. in NRW (GRÜNEBERG et al. 2013, GEDEON et al. 2014) und den Niederlanden (www.vogelatlas.nl, aufgerufen am 9.12.2018) geführt. Die mit dem Klimawandel einhergehende geringere Wintermortalität (Temperatur), prognostizierte Lebensraumveränderungen sind für diese Art wohl nicht relevant (SUDFELDT et al. 2009a), bedingt in Zukunft zunehmende Bestände dieser Art in NRW. So dass man davon ausgehen kann, dass bei entsprechendem Nahrungsangebot die Waldohreule auch im Raum Düsseldorf weiter zu beobachten sein wird oder sogar zunimmt.

Der **Buntspecht** ist in NRW seit den 1990er Jahren deutlich häufiger geworden. Der Gesamtbestand hat in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts infolge des Älterwerdens der Wirtschaftswälder, der Zunahme des Totholzvorrats, in Teilen des Verbreitungsgebietes auch als Folge des Klimawandels (ASKEYEV et al. 2017), und möglicherweise der milden Winter kontinuierlich zugenommen (SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013). Dies ist auch in den Untersuchungsgebieten der Fall (Tab. 8/1 u. 8/4). Ein weiterer möglicher Faktor ist der abnehmende Starenbestand, der dazu führt, dass Stare in der Anfangsphase des Brütens nicht mehr mit dem Buntspecht um die gleichen Nistplätze konkurrieren und so die Bruterfolge des Buntspechtes zunehmen (SMITH 2006). Es spricht also einiges dafür, dass der Buntspecht auch zukünftig in geeigneten Habitaten im Raum Düsseldorf vorhanden ist.

Der **Mittelspecht** hat sich seit den 1990er Jahren in NRW stark ausgebreitet. Die insgesamt erhebliche Bestandssteigerung ist im Zusammenhang mit dem Älterwerden von Eichenbeständen, mit der Zunahme des Totholzes und wohl auch mit den verbreiteten Eichenschäden („Eichensterben“ mit temporär verbessertem Nahrungsangebot für den Mittelspecht) zu sehen. Vermutlich haben sich auch die milden Winter in den 1990er und 2000er Jahren positiv ausgewirkt (GRÜNEBERG et al. 2013, HARTHUN 2017, KOSIŃSKI et al. 2018). Dies gilt auch im Raum Düsseldorf (Tab. 8/1). Ähnlich sieht es mit der Bestandsentwicklung in anderen europäischen Ländern aus. Auch hier wird ein positiver Einfluss des Klimawandels auf Fitness und Nahrungssituation als Ursache gesehen (SCHUCK et al. 2018). Längerfristig wird der Mittelspecht in Mitteleuropa aber vom Klimawandel bedroht, da er mit seiner Ausbreitungsgeschwindigkeit nicht mit der Geschwindigkeit mithalten kann, mit der seine bevorzugte Klimazone nordwärts wandert und er im Süden mehr und mehr Lebensräume verliert (HUNTLEY et al. 2007, SCHIPPERS et al. 2011). Daher ist die längerfristige Entwicklung der Bestände des Mittelspechts im Raum Düsseldorf schwer einzuschätzen.

Nach einem massiven Rückgang in den 1960er Jahren stieg der Bestand des **Grünspechts** (Abb. 8/1) nach milden Wintern in den späten 1980er und 1990er Jahren wieder deutlich an. Ein weiterer Grund dafür ist eine Verringerung des Pestizideinsatzes in Gärten und Parks, was neben der Zunahme von Industriebrachen die verstärkte Besiedlung von Ballungsräumen erklären könnte. Der positive Trend setzte sich in den letzten 15 Jahren zum Teil in rasanter Weise fort und führte zu der deutlichen Arealausweitung auch in die höheren Mittelgebirge. Strenge Winter, wie in den 2000er Jahren führten und führen beim Grünspecht zu Bestandseinbrüchen, die aber bei günstigen Bedingungen in wenigen Jahren wieder ausgeglichen werden können (GRÜNEBERG et al. 2013, LANUV 2016a). Seit Ende der 1980er Jahre hat sich die Siedlungsdichte des Grünspechts im Ballungsraum Rhein-Ruhr verdreifacht (TOMEČ 2004). Auf Grund der in Zukunft weiter geringeren Wintermortalität ist davon auszugehen, dass der Grünspecht auch in Zukunft gute Möglichkeiten hat, in geeigneten Habitaten in den Untersuchungsgebieten vorzukommen. Vorausgesetzt es sind ausreichend Nahrungsquellen vorhanden. Fachleute befürchten mögliche negative Auswirkungen des in vielen Ländern Europas zu beobachtenden Insektensterbens auf die Bestände insektenfressender Vögel, wie zum Beispiel den Grünspecht (GUYOT et al. 2018).

Beim **Pirol** gibt es seit den 1990er Jahren landesweit einen starken Rückgang um mehr als 50 % im Zeitraum 2005-2009. Bestände unterliegen, möglicherweise klimabedingt, langfristig stärkeren Schwankungen. In NRW setzt sich seit den 1960er Jahren verstärkt das atlantische Klima mit höheren Sommerniederschlagsraten durch, was zu einem geringeren Reproduktionserfolg führen könnte. Dazu kommen in NRW auch Lebensraumzerstörungen wie die Vernichtung von Auwäldern und anderen lichten, feuchten Wäldern mit Altholzbeständen in Verbindung mit der Absenkung des Grundwasserspiegels und ein verschlechtertes Nahrungsangebot. All dies könnte für den Rückgang der Pirolbestände mitverantwortlich sein. Zusätzlich könnten die Abholzung tropischer Wälder im afrikanischen Winterquartier und die Zugvogeljagd ebenfalls zur Gefährdung beitragen (GRÜNEBERG et al. 2013, COOPER et al. 2017). Klimatisch betrachtet sollte der Pirol in Zukunft allerdings zu den Gewinnern des Klimawandels gehören. Adäquate Lebensräume im Brutgebiet und in den Winterquartieren vorausgesetzt (HUNTLEY et al. 2007, DRÖSCHMEISTER & SUDFELDT 2009, SUDFELDT et al. 2009a, PRICE 2017).

Seit den 1980er Jahren steigen die Bestände der **Rabenkrähe** in NRW an. Während sie in der offenen Landschaft ihr Maximum erreicht haben dürften, hält der Einzug in die Städte weiter an, und die Rabenkrähe ist mittlerweile in den meisten Städten zu einem vertrauten Bild geworden. Im Zuge der Verstädte-

rung nutzen sie auch Parkanlagen, Friedhöfe und Alleen der Dörfer und Städte (GRÜNEBERG et al. 2013). Vom Klimawandel ist die Rabenkrähe in Mitteleuropa weniger betroffen (SUDFELDT et al. 2009a), außer dass sie früher mit dem Brüten beginnt und sich die Hybridisierungszone mit der Nebelkrähe etwas verschiebt (CRICK et al. 1997, HAAS & BRODIN 2005, HUNTLEY et al. 2007). Daher ist die zukünftige Entwicklung der Rabenkrähenbestände im Raum Düsseldorf eher von lokalen Faktoren abhängig.

Die **Mönchsgrasmücke** überwintert vermehrt und erfolgreich auf den Britischen Inseln (BERTHOLD 1995). Die zunehmende Zahl von Überwinterungsversuchen in Mitteleuropa ist aber wohl noch überwiegend zum Scheitern verurteilt (MOKWA 2009), wird aber in Zukunft dazu beitragen, dass die Bestände in Mitteleuropa weiter ansteigen (SUDFELDT et al. 2009a). Für süddeutsche Mönchsgrasmücken konnte gezeigt werden, dass genetisch bedingt mehr und mehr Individuen im Herbst nach Nordwesten ziehen (METTLER et al. 2013, FIEDLER 2017, LIEDVOGEL 2017) und auf den Britischen Inseln überwintern, und dass sich diese genetische Veränderung innerhalb der Population mehrfach ereignet haben muss (ROLSHAUSEN et al. 2013). Die Art kehrt immer früher in die Brutgebiete zurück (PEINTIGER & SCHUSTER 2005, FIEDLER 2017) und verlässt die Brutgebiete immer später im Jahr (FIEDLER 2017). Weitere Untersuchungen deuten darauf hin, dass in süddeutschen Mönchsgrasmücken genetisch bedingt die Zugaktivität abnimmt und innerhalb der Population sogar eine Tendenz dazu besteht, zum Standvogel zu werden (PULIDO & BERTHOLD 2010, FIEDLER 2017). In NRW zeigt die Mönchsgrasmücke eine stetige Bestandszunahme. Dieser Anstieg setzt sich bis heute fort. Gründe für die allgemein positive Bestandsentwicklung werden in Veränderungen der Landschaftsstrukturen gesehen. Zu nennen sind in erster Linie veränderte Waldbewirtschaftung und die Gehölzanreicherung im Siedlungsbereich. Die Bestandszunahmen dürften auch ein Resultat der zunehmenden Überwinterung in West- und Mitteleuropa sein. Gefördert wird diese Entwicklung sicherlich auch durch die umfangreichen Winterfütterungen in den Städten und Dörfern. Durch diese Verhaltensänderung dürfte sich die Wintermortalität reduziert haben (GRÜNEBERG et al. 2013). Im Süden und Westen ihres europäischen Verbreitungsgebietes brütet die Mönchsgrasmücke immer früher (CRICK et al. 1997, DOLENEC & DOLENEC 2011). In Zukunft wird die Mönchsgrasmücke in den Untersuchungsgebieten auch weiter zahlreich vertreten sein.

Klappergrasmückenbestände in den verschiedenen europäischen Regionen haben sich in der Vergangenheit unterschiedlich entwickelt. In wie weit die klimatischen Veränderungen in der Ost-Sahel damit zu tun haben, ist nicht abschließend geklärt. Wahrscheinlich nehmen die geeigneten Überwinterungsgebiete dieser Art in Afrika aber aus klimatischen Gründen ab. Hier besteht noch weiterer Forschungsbedarf (DOSWALD et al. 2009, ZWARTS et al. 2009). Untersuchungen von ALONI et al. (2017) sprechen dafür, dass das Niederschlagsregime in den Überwinterungsgebieten dieser Art weniger die Qualität als Lebensraum bedingt, sondern vor allem für das Timing des Rückzugs in die Brutgebiete von Bedeutung ist. Während die Art in Teilen ihres Verbreitungsgebietes länger und häufiger ein zweites Mal brütet (HALUPKA & HALUPKA 2017), sprechen die Prognosen für NRW von einer klimatisch bedingten Abnahme des Areal der Art (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a). Daher ist es unwahrscheinlich aber nicht unmöglich, dass die Klappergrasmücke in Zukunft wieder als Brutvogel in den Untersuchungsgebieten in Erscheinung tritt.

Die **Dorngrasmücke** hängt in der Entwicklung ihrer Bestände stark von den klimatischen Bedingungen in der Sahelzone ab. Mindestens aber genauso stark von den Veränderungen in ihren europäischen Brutgebieten (DOSWALD et al. 2009, ZWARTS et al. 2009). Nach starken Verlusten in den 1960/70er Jahren als

Folge einer Dürre in der Sahelzone und der Flurbereinigung in den Brutgebieten, gab es in letzter Zeit eine deutlich Erholung der Bestände in NRW (GRÜNEBERG et al. 2013). In den Brutgebieten in NRW spielen die klimatischen Veränderungen nur eine geringe Rolle für die Entwicklung der Art (SUDFELDT et al. 2009a). Die Art erscheint in ihren europäischen Brutgebieten deutlich früher als vor 30 Jahren (SCHMALJOHANN & BOTH 2017) und wird wohl sehr wahrscheinlich früher mit dem Brüten beginnt (CRICK et al. 1997). Von wesentlich größerer Bedeutung sind hier der Erhalt bzw. die Förderung geeigneter Lebensräume und Nahrungsgrundlagen. Als Insektenfresser ist die Art durch den verbreiteten Einsatz von Insektiziden, hier vor allem Neonicotinoide bedroht (HALLMANN et al. 2014). Beständeinbrüche durch eine negative klimatische Entwicklung in den Überwinterungsgebieten können eine positive Entwicklung in den Brutgebieten aber ebenfalls schnell wieder zunichtemachen.

Das Verbreitungsgebiet des **Gelbspötters** verschiebt sich mehr und mehr nach Nordosten (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013), und so wird er im Westen und Südwesten seines Verbreitungsgebietes immer seltener (VAN KLEUNEN et al. 2017, SCHRAUTH & WINK 2018), während der nahe verwandte Orpheusspötter aus Südwesteuropa sich immer weiter nach Nordosten ausbreitet (HÜBNER et al. 2008, ENGLER et al. 2013, 2016, WAHL et al. 2015). Dabei spielen klimatische Veränderungen für die Arealverschiebung des Gelbspötters eine große Rolle. Dazu kommen Probleme im afrikanischen Überwinterungsgebiet und der verbreitete Einsatz von Insektiziden, hier vor allem Neonicotinoide (HALLMANN et al. 2014, VAN KLEUNEN et al. 2017). Dies hat zur Folge, dass der Gelbspötter im Raum Düsseldorf in Zukunft wohl weiter abnehmen wird.

Der **Zilpzalp** (Abb. 8/5) war in NRW schon früher eine häufige Art. Heute ist der Zilpzalp in ganz NRW ungefähr viermal häufiger als der Fitis und erreicht in Westeuropa in den letzten Jahren so häufig beobachtet wie noch nie (WALKER et al. 2017). So auch in den Untersuchungsgebieten (Tab. 8/1 u. 8/4). Gefördert wird der Zilpzalp durch Eingrünung von Wohn- und Gewerbegebieten sowie der Verkehrswege, wodurch diese Siedlungsbereiche stärker besiedelt wurden. Auch das Auswachsen von Hecken und Gehölzstreifen und veränderte forstliche Bewirtschaftungsmethoden kommen dem Zilpzalp zugute. Hohe Siedlungsdichten können vom Zilpzalp auch in Wohn- und Gewerbegebieten erreicht werden, wenn die Gehölzbestände auch ältere Bäume und gut ausgebildete Strauchstrukturen aufweisen (GRÜNEBERG et al. 2013). Klimatisch wird der Zilpzalp in NRW vom Klimawandel profitieren. Die Art kehrt immer früher in die Brutgebiete zurück (PEINTIGER & SCHUSTER 2005, BARRETT 2017, FIEDLER 2017) und die schon jetzt immer wieder zu beobachtenden Überwinterer werden zunehmen (SUDFELDT et al. 2009a, SCHUSTER 2010, FIEDLER 2017), so dass die Art in Zukunft im Raum Düsseldorf mindestens genauso häufig sein wird wie jetzt.

Anders als der Zilpzalp gehört der **Fitis** (Abb. 8/6) zu den Klimaverlierern in Mitteleuropa (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a). So nimmt die Fitispopulation im Süden Großbritanniens auf Grund geringerer Bruterfolge ab (WALKER et al. 2017) und wird auch im Düsseldorfer Raum zumindest einen Teil der Brutgebiete aus klimatischen Gründen verlieren (SCHUMANN & KRAUSE 2015, 2017). Aktuell konnte der Fitis in den Untersuchungsgebieten nur noch als Durchzieher beobachtet werden. Als Langstreckenzieher kehrt der Fitis auch nicht in dem Maße früher in seine mitteleuropäischen Brutgebiete zurück wie der Zilpzalp (BARRETT 2017, FIEDLER 2017, SCHMALJOHANN & BOTH 2017), bzw. verlässt diese nur etwas später (FIEDLER 2017). Die Ankunft in den nordeuropäischen Brutgebieten hat sich aber in den letzten 20 Jahren nach vorne verschoben (BARRETT 2017). Daneben haben Prädatoren und Entwicklungen in der

Forstwirtschaft einen großen Einfluss auf die Fitisbestände (GRÜNEBERG et al. 2013). Großflächige Aufforstungen mit Nadelbäumen nach Sturmschäden fördern diese nordische Art in ihrem Bestand. Renaturierungsmaßnahmen mit dem Hochkommen und Anpflanzen von Laubgehölzen führen zu Bestandsabnahmen beim Fitis (GRÜNEBERG et al. 2013). Daher kann man davon ausgehen, dass diese Art in Düsseldorf und Umgebung in Zukunft als Brutvogel weiter abnimmt und nur noch als Durchzügler regelmäßig auftritt.

Das **Sommergoldhähnchen** profitiert von Nadelholzaufforstungen und hat im Tiefland von NRW seit den 1950er Jahren deutlich zugenommen. Im Siedlungsbereich werden Kleingehölze mit Nadelhölzern als Brutrevier angenommen. Geht die Entwicklung in den nächsten Jahren so weiter, wird das Sommergoldhähnchen schon bald häufiger als das Wintergoldhähnchen sein (GRÜNEBERG et al. 2013). Langfristig wird es aus klimatischen Gründen wohl zu einem Lebensraumverlust für die Art in NRW kommen (SUDFELDT et al. 2009a). Daher wird die Art im Raum Düsseldorf wohl eher nicht häufiger werden als zurzeit.

Der **Zaunkönig**bestand in NRW hat seit den 1990er Jahren um gut 40 % und seit 2002 um 25 % zugenommen. Die Art ist sehr kälteempfindlich und geht nach jedem kalten Winter in ganz Europa deutlich zurück, erholt sich aber innerhalb weniger Jahre wieder. In Flussauen wirken klimatische Effekte jedoch weniger stark (GRÜNEBERG et al. 2013). Vom Klimawandel ist der Zaunkönig in Mitteleuropa weniger betroffen, außer dass er früher mit dem Brüten beginnt (CRICK et al. 1997, HUNTLEY et al. 2007) und mit seltener werdenden Kältewintern weniger häufig starke Bestandsrückgänge erfährt (SUDFELDT et al. 2009a). In den letzten zwei Jahren konnten Zaunkönige in den beiden Untersuchungsgebieten (Tab. 8/1 u. 8/4) wie auch in Deutschland und in Westeuropa überdurchschnittlich häufig beobachtet werden. Die Art konnte wohl von den beiden letzten, milden Wintern profitieren (WALKER et al. 2017, KÖNIG et al. 2018). Daher wird der Zaunkönig im Raum Düsseldorf auch in Zukunft in geeigneten Habitaten häufig vertreten sein.

In NRW ist der Bestand der **Singdrossel** 1994 weitgehend konstant. In den Niederlanden steigt der Bestand seit 1990 jedoch steil an und sinkt nur nach kalten Wintern etwas ab (SUDFELDT et al. 2009a). In Teilen ihres Verbreitungsgebietes profitiert die Singdrossel von steigenden Temperaturen zur Brutzeit durch höhere Reproduktionsraten (VENGEROV 2017, REDLISIAK et al. 2018). Die Art brütet länger und häufiger ein zweites Mal (HALUPKA & HALUPKA 2017). In unseren Breiten sorgt die Nutzung von kurzgrasigem Grünland zur Nahrungssuche und eine Reduzierung der Fluchtdistanz dafür, dass die Singdrossel seit ca. 100 Jahren die Städte besiedeln konnte. Optimale Bruthabitate, wie junge Koniferenbestände und dauerhaft kurzrasige Grünlandflächen sind z. B. auf Friedhöfen, in Parks und Gärten zu finden. Der aktuelle Verlust an Dauergrünland im Flachland bzw. die zukünftig durch Klimaerwärmung häufiger auftretenden Trockenperioden sind eher als bestandsmindernd einzustufen (GRÜNEBERG et al. 2013). Die zukünftige Entwicklung des Singdrosselbestandes im Himmelgeister Rheinbogen hängt daher wohl primär von der Entwicklung der lokalen Gegebenheiten ab.

In der Vergangenheit wurde wiederholt der Einfluss extremer Kältewinter auf die Brutpopulation des **Rotkehlchens** beobachtet. Aktuell wird dies nicht mehr festgestellt, was eine mögliche Erklärung der positiven Bestandsentwicklung in Deutschland und z. B. auf den Britischen Inseln der letzten Jahrzehnte sein könnte (SUDFELDT et al. 2009a, WALKER et al. 2017). Eine Verlagerung der Überwinterungsgebiete des Rotkehlchens in nordöstliche Richtung und damit näher an die Brutgebiete dieser Art (MUSITELLI 2017)

wird sich auch positiv auf Bestände auswirken. Dazu kommen Eutrophierung mit einer Zunahme der Brombeere und Gehölzzunahme in den Siedlungen, die ebenfalls für eine Zunahme des Rotkehlchens sorgen (GRÜNEBERG et al. 2013). Die im Untersuchungsgebiet Himmelgeister Rheinbogen dominierenden schmale Hecken und Baumreihen gehören nicht zum typischen Brutbiotop des Rotkehlchens (GRÜNEBERG et al. 2013). Das Rotkehlchen sollte auf dem Gerresheimer Waldfriedhof auch in Zukunft zahlreich vertreten sein. Im Himmelgeister Rheinbogen hängt die Entwicklung von den zukünftigen landschaftlichen Gegebenheiten und der Auslastung angrenzender Rotkehlchenbiotope ab.

Die kontinentaleuropäischen Populationen des **Gartenrotschwanzes** haben seit den 1950er Jahren dramatisch abgenommen. Neben Veränderungen in den Brutgebieten ist dies wohl vor allem auf Habitatverlusten in den afrikanischen Überwinterungsgebieten zurückzuführen (ZWARTS et al. 2009). Dies gilt auch für die Bestände in NRW (GRÜNEBERG et al. 2013). Klimatische Gründe spielen dabei in Mittel- und Nordeuropa keine bzw. nur in geringem Ausmaß eine Rolle (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a, VALTONEN et al. 2017). Die Art brütet bedingt durch den Klimawandel oft länger und häufiger ein zweites Mal (HALUPKA & HALUPKA 2017). Die Bestandsentwicklung beim Gartenrotschwanz im Raum Düsseldorf wird daher wohl vor allem von der geänderten Landnutzung im Brutgebiet und von den Habitatverlusten im Überwinterungsgebiet und auf dem Zug abhängig sein.

Das **Schwarzkehlchen**, das in 2018 erstmals im Untersuchungsgebiet als Brutvogel (Randsiedler) beobachtet werden konnte, bevorzugt wärmebegünstigte und wintermilde Regionen und ist in NRW nach Bestandsverlusten zurzeit in Wiederausbreitung begriffen (GRÜNEBERG et al. 2013). Allerdings sind die Bestandszahlen noch deutlich niedriger, da die bevorzugten Lebensräume, wenn überhaupt, in unserer intensiv genutzten Landschaft meist nur kleinräumig vorhanden sind (GRÜNEBERG et al. 2013). Allerdings gehört das Schwarzkehlchen in Mitteleuropa zu den Klimagewinnern und wird, geeignete Lebensräume vorausgesetzt, d. h. vor allem Brachflächen (MARTINEZ et al. 2017), hier in Zukunft wieder häufiger als Brutvogel zu finden sein (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a). Dies gilt auch für den Düsseldorfer Raum (SCHUMANN & KRAUSE 2015).

Die **Heckenbraunelle** ist in NRW auch auf Friedhöfen und in Gärten häufig und weit verbreitet. Die in früheren Jahren beobachteten Bestandseinbrüche nach strengen Wintern wurden in den letzten Jahrzehnten nicht mehr beobachtet (SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013). In Südwest- und Westeuropa wird die Heckenbraunelle, eine relativ junge Art aus einem Formenkreis kalter Regionen der Paläarktis (LIU et al. 2017), aber Teile ihres aktuellen Verbreitungsgebietes verlieren (HUNTLEY et al. 2007, PRICE 2017). Ein möglicher Nebeneffekt des Klimawandels ist die geringere Rate an Heckenbraunellenbruten die dem Langstreckenzieher und Brutparasiten Kuckuck zum Opfer fallen, da die Heckenbraunellen früher mit dem Brüten anfangen als noch vor einigen Jahrzehnten (SAINO et al. 2009, BARRETT 2014, DENERLEY et al. 2018). So zeigt die Entwicklung der Bestände dieser Art in den Untersuchungsgebieten einen positiven Trend (Tab. 8/1 u. 8/4). Die zukünftige Entwicklung der Bestände dieser Art im Raum Düsseldorf ist wohl eher von lokalen Faktoren abhängig.

Die Population der **Wiesenschafstelze** nimmt europaweit eher ab, vor allem durch Änderung der Landnutzung in den Brutgebieten und nur zum Teil durch klimatischbedingte Veränderungen in den Überwinterungsgebieten südlich der Sahara (ZWARTS et al. 2009, LERCHE-JØRGENSEN 2017, BERESFORD et al. 2018, CALVI et al. 2018). Einige Studien zeigen, dass die Art früher in ihre Brutgebiete zurückkehrt, als das früher der Fall war (FIEDLER 2017). In NRW steigen die Bestände der Wiesenschafstelze auf Acker-

land stark an, während sie auf Grünland abnehmen (GRÜNEBERG et al. 2013). Die Art zeigt eine leichte Tendenz dazu in Rapskulturen häufiger zu sein als in Weizenkulturen (BARRÉ et al. 2018). In Zukunft könnte unter dem prognostizierten Klimawandel in NRW eine erhöhte Jungensterblichkeit während der Brutzeit ebenfalls eine Rolle bei der Bestandsentwicklung spielen (SUDFELDT et al. 2009a). Dazu kommt, dass die Art als Insektenfresser durch den verbreiteten Einsatz von Insektiziden, hier vor allem Neonicotinoide bedroht ist (HALLMANN et al. 2014, VAN KLEUNEN et al. 2017). Daher hängt die zukünftige Entwicklung der Wiesenschafstelze als Brutvogel im Raum Düsseldorf wohl vor allem von den lokalen Gegebenheiten ab (MEICHTRY-STIER et al. 2018).

Der **Feldsperling** (Abb. 8/15) verzeichnet seit den 1970er Jahren mit der Intensivierung der Landwirtschaft einen sehr starken Bestandsrückgang in der Kulturlandschaft. Gegenüber dem Beginn der 1980er Jahre dürfte der Verlust mehr als 80 % betragen. Der Verlust an nahrungsreichen Strukturen und Biotoptypen geht einher mit lokalem Brutplatzmangel (GRÜNEBERG et al. 2013, BORGES et al. 2017, REICHOLF 2017, DASKALOVA et al. 2018, KACZMAREK et al. 2018). Dies wird auch in Zukunft der Hauptgrund für die Bestandesentwicklung des Feldsperlings im Düsseldorfer Raum sein, da die Art klimatisch eher nicht negativ vom Klimawandel beeinflusst wird (SUDFELDT et al. 2009a, HALUPKA & HALUPKA 2017, MCHUGH et al. 2017).

Der **Buchfinkenbestand** ist in NRW stabil. Die Art ist eine der häufigsten Brutvogelarten in NRW. Steigendes Alter des Baumbestandes bedingt einen Anstieg der Buchfinkenpopulation (GRÜNEBERG et al. 2013). Vom Klimawandel ist der Buchfink in Mitteleuropa weniger betroffen (SUDFELDT et al. 2009a), außer dass er früher mit dem Brüten beginnt (CRICK et al. 1997, HUNTLEY et al. 2007). Von daher ist auch beim Buchfink die zukünftige Entwicklung der Bestände im Raum Düsseldorf eher von lokalen Faktoren abhängig.



Abb. 8/15: Feldsperling *Passer montanus* (links). Abb. 8/16: Goldammer *Emberiza citrinella* (rechts). Beides sind typische Vogelarten der Agrarlandschaft und vom Klimawandel wenig betroffen. Die Bestände sind auf vor allem Grund der Intensivierung der Landwirtschaft deutlich europaweit stark zurückgegangen. Foto Feldsperling: 26.06.2018, Altmühlsee, Mittelfranken, J. Busch. Foto Goldammer: 23.07.2018, Renaturierung Prosekko, Ostalbkreis, J. Busch.

Goldammern (Abb. 8/16) sind typische Bewohner von Saumbiotopen. Der bevorzugte Lebensraum sind landwirtschaftlich genutzte, reich strukturierte Gebiete, die mit Gehölzen, Gebüsch und Einzelbäumen ausgestattet sind. Der Verlust an nahrungsreichen Strukturen und Biototypen geht einher mit lokalem Brutplatzmangel (GRÜNEBERG et al. 2013, REICHOLF 2017, DASKALOVA et al. 2018, KACZMAREK et al. 2018). Bis in die 1960er, gebietsweise auch bis in die 1980er Jahre war die Goldammer in NRW ein weit verbreiteter und häufiger Jahresvogel, dessen Bestand seither aber großräumig infolge der Ausräumung der Landschaft und der Intensivierung der Landwirtschaft stark zurückgegangen ist. Deutschlandweit sind Bestände auf niedrigem Niveau wieder stabil (SUDFELDT et al. 2009a, GRÜNEBERG et al. 2013, GEDEON et al. 2104). In NRW hat der Klimawandel wohl keine erkennbaren Auswirkungen (SUDFELDT et al. 2009a). Der Klimawandel ermöglicht der Art in Teilen ihres Verbreitungsgebietes allerdings länger und häufiger ein zweites Mal zu brüten (HALUPKA & HALUPKA 2017). Goldammern profitieren von Extensivierungsmaßnahmen. Deshalb sollten Schutz und Extensivierungsprogramme in der Agrarlandschaft wie Acker-Randstreifenprogramm, Lerchenfenster, Reduzierung von Pestiziden und Dünger, Erhalt bzw. Wiederherstellung nicht versiegelter Feldwege, Erhalt von Stoppelfeldern und Brachflächen im Winter usw. unbedingt fortgeführt bzw. wieder aufgelegt werden (BRÜGGEMANN 2010, GRÜNEBERG et al. 2013). Eine Landschaft die nahrungsreiche Strukturen und Biototypen bildet ist für die Brutvorkommen dieser Art sehr wichtig (TWOUREK et al. 2017). Hier können die Bestände deutlich wachsen (MARTINEZ et al. 2017).

Erkenntnisse auf europäischer Ebene

Die Modelle die HUNTLEY et al. (2007) über die Auswirkungen des Klimawandels auf die Areale europäischer Brutvögel in einer umfangreichen wissenschaftlichen Studie vorlegten und Daten aus vielen europäischen Ländern (DEVICTOR et al. 2008, GIENAPP et al. 2013, LAGERHOLM et al. 2017, SANTANGELI & LEHIKONEN 2017, TRAUTMANN 2018). zeigen, dass es in der europäischen Vogelwelt mehr Verlierer als Gewinner des Klimawandels geben wird. GREGORY et al. (2009) zeigten auf der Grundlage von Monitoringdaten aus 20 europäischen Ländern, dass die Bestandsentwicklung von 30 als Klimagewinner eingestuft Vogelarten im Untersuchungszeitraum 1985-2005 deutlich anstieg, während die Bestandsentwicklung von 92 als Klimaverlierer eingestuft Vogelarten im selben Zeitraum deutlich rückläufig war. Berinungsdaten aus Falsterbo zeigen ansteigende Zahlen für den Klimagewinner Zilpzalp und eine Abnahme des Fitis, der als Klimaverlierer gilt⁶. Bestätigten also die von HUNTLEY et al. (2007) prognostizierten Entwicklungen. Wie ebenfalls von HUNTLEY et al. (2007) prognostiziert, breitet sich der Seidensänger nach Norden aus. Die Art brütet vermehrt in den Niederlanden und wird immer häufiger auch in Deutschland beobachtet. So zum Beispiel 2016 in Monheim, weniger als 10 km südlich des Untersuchungsgebietes im Himmelgeister Rheinbogen, ähnliches gilt für die Zwergohreule⁷ (GEDEON et al. 2014).

Erkenntnisse auf deutscher Ebene

Deutschlandweit wird es auch aber nicht nur klimabedingt zu einer deutlichen Veränderung der Vogelwelt kommen:

Deutschlandweit haben in den letzten 20 Jahren wärmeliebende Vogelarten zugenommen und kälte-liebende Arten abgenommen. Dies zeigt sich in einem signifikanten Anstieg des Temperaturindices

⁶ www.falsterbofagelstation.se, aufgerufen am 14.12.2017.

⁷ www.sovon.nl, www.dda-web.de, www.vogelmeldung.de, www.ornitho.de, aufgerufen am 14.12.2017.

häufiger Brutvogelarten (UMWELTBUNDESAMT 2015, WAHL et al. 2015) bzw. der Gesamtheit der Brutvögel in Deutschland (TRAUTMANN 2018). Vergleichbares wird auch aus den Niederlanden (VAN SWAAY et al. 2018) und Nordamerika berichtet. (PRINCÉ & ZUCKERBERG 2015).

Deutschlandweit haben in den letzten Jahrzehnten die Langstreckenzieher unter den Brutvögeln abgenommen (SUDFELDT et al. 2012).

Deutschlandweit sind besonders Arten der offenen Kulturlandschaft gefährdet (SUDFELDT et al. 2012, REICHOLF 2017). Hier vor allem kleininsektenfressende Arten (WAHL et al. 2015). Neben dem Einsatz von Agrochemikalien spielen in solchen Lebensräumen auch Änderungen im Fruchtanbau und der Bodenbearbeitung eine Rolle (BARRÉ et al. 2018). Dies zeigt sich zum Beispiel auch in einer Untersuchung zu Veränderungen der Avizönose eines Naturschutzgebietes am nördlichen Oberrhein (SCHRAUTH & WINK 2018). Vergleichbares wird in den Niederlanden beobachtet (FOPPEN et al. 2017).

Vor allem Veränderungen, insbesondere des Nahrungsangebotes in der offenen Kulturlandschaft spielen beim der Abnahme der Brutbestände von Vogelarten diese Lebensraumes eine wichtige Rolle. Biotopverluste, Nachstellung und klimatische Veränderungen auf dem Zug und in den Überwinterungsgebieten spielen zwar auch eine Rolle bei der beobachteten Abnahme der Bestände. Größte Bedeutung haben aber nach wie vor die Veränderungen in den Brutregionen (SUDFELDT et al. 2012, 2013, WAHL et al. 2015, OLIVER et al. 2017, REICHOLF 2017).

Mitteuropäische Wälder werden seit ca. 150 Jahren immer älter und dunkler. Mit der Konsequenz, dass das Mikroklima kühler wird. Gründe für diese Entwicklung sind neben der Verdrängung von Brennholz durch fossile Brennstoffe auch eine Eutrophierung der Wälder durch steigende Luftstick-

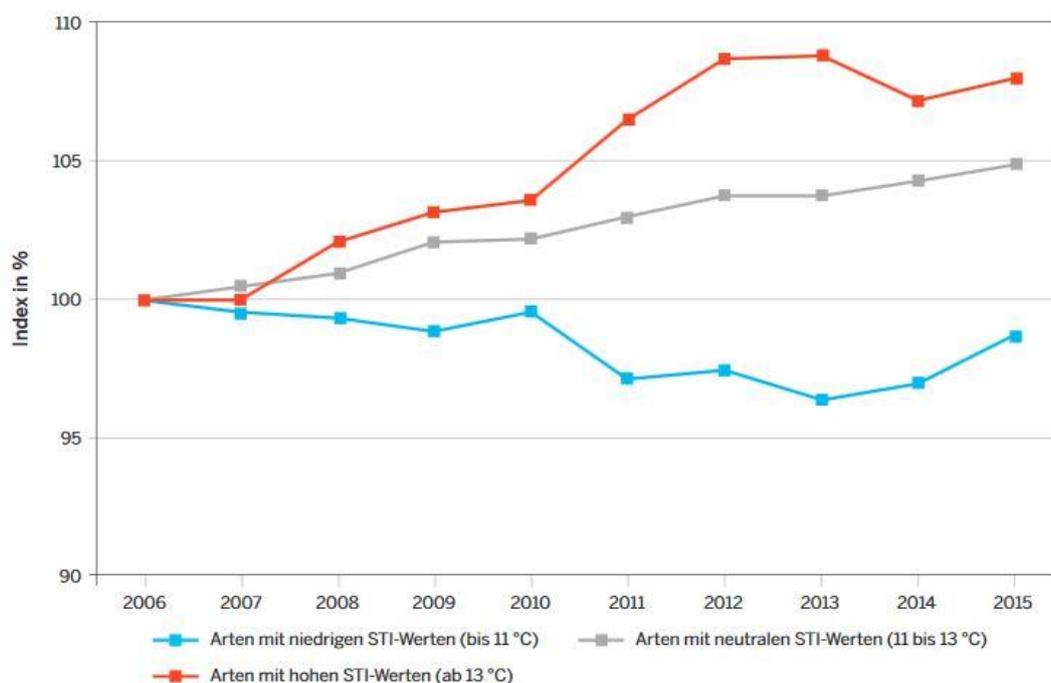


Abb. 8/17: Entwicklung der Species Temperature Index (STI)-Wertsommen von Brutvogelarten in NRW. Datenquelle: Ökologische Flächenstichprobe aus: LANUV (2016a).

stoffmengen, und eine „naturnahe“ Waldwirtschaft, die auf Kahlschläge weitgehend verzichtet (GATTER 2000, KAMP et al. 2017). Dies mildert die Konsequenzen des Klimawandels lokal ab. Davon profitieren die entsprechenden Vogelarten.

Deutschlandweit führen diese Veränderungen durch Zuwanderung südeuropäischer Arten zwar zu einer Erhöhung der Zahl der Brutvogelarten (VOHLAND et al. 2011). Auf regionaler Ebene kommt es aber durch Verkleinerung und Zersplitterung der Brutareale zu einer Abnahme der Zahl der Brutvogelarten (VOHLAND et al. 2011) und zu Bestandsabnahmen (GOTTSCHALK et al. 2010).

Erkenntnisse auf nordrhein-westfälischer Ebene und in den Untersuchungsgebieten

Daten des LANUV (2016a) zeigen, dass mehr und mehr wärmeliebende Arten in NRW brüten und Arten die weniger warme Bedingungen bevorzugen weniger häufig in NRW brüten (Abb. 8/17). Unter den 194 in NRW etablierten Brutvögeln und den potentiellen zukünftigen Brutvögeln wird es voraussichtlich mehr Klimagewinner (64 Arten) als Verlierer (46 Arten) geben (SUDFELDT et al. 2009a).

Die vergleichbaren Daten aus den beiden Untersuchungsgebieten (Abb. 8/11) zeigen, wenn auch noch nicht signifikant, ähnliche Entwicklungen. Im kühlen Gerresheimer Waldfriedhof nehmen Arten, die kühlere Bedingungen bevorzugenden, ab und verschwinden als Brutvögel. Im wärmeren Himmelgeister Rheinbogen nehmen Arten, die wärmere Bedingungen bevorzugen, zu. Allerdings sind hier die Unterschiede zwischen den jeweils aktuell vorkommenden Brutvögeln und den jeweils ehemaligen Brutvögeln nicht so ausgeprägt. Sehr wahrscheinlich spielen bei der Entwicklung und den Veränderungen der Avifauna hier andere Faktoren, z. B. eine Intensivierung der Landnutzung, eine größere Rolle als die klimatischen Veränderungen.

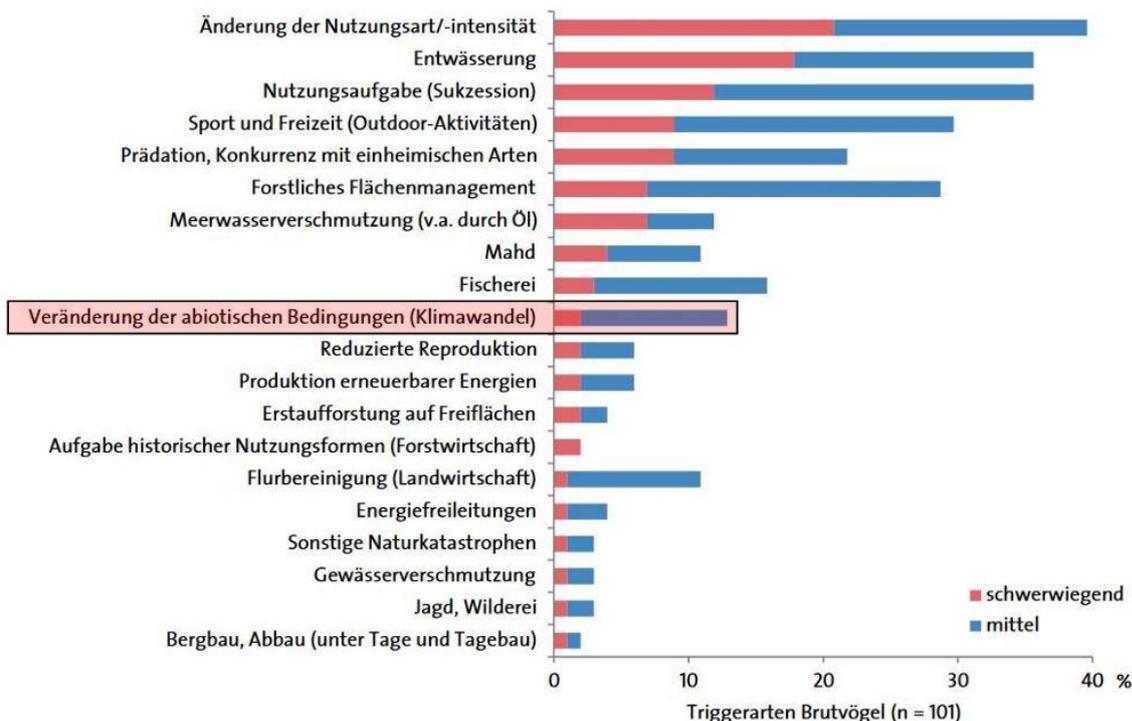


Abb. 8/18: Beeinträchtigungen und Gefährdungen für die sogenannten 101 Triggerarten unter den Brutvögeln (aus WAHL et al. 2015). Der Klimawandel spielt bei der Gefährdung unserer Brutvögel nur eine Rolle unter vielen.

In den beiden Untersuchungsgebieten sind eine Reihe von Arten vertreten, die durch die klimatischen Veränderungen in ihren Beständen beeinflusst werden (Tab. 8/7). Einige der Arten zeigen zum Teil deutliche Bestandsrückgänge bis hin zum völligen Verschwinden als Brutvogel und tauchen höchstens noch als Gast- oder Durchzügler in den Untersuchungsgebieten auf. Andere Arten nehmen signifikant zu oder brüten im Verlauf des Monitorings zum ersten Mal innerhalb der Untersuchungsgebiete. Diese Entwicklungen gehen nur bei einigen Arten konform mit den Prognosen die sich auf die Klimasensitivität der Arten stützen (HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2009a). Denn der Klimawandel ist nur eine Ursache für Veränderungen der Bestände der Brutvögel in unserer Landschaft (REICHOLF 2017). Und er ist nicht der wichtigste. Viel bedeutsamer für die Entwicklung der Vogelbestände auch in den Untersuchungsgebieten sind eine Reihe von menschlichen Aktivitäten der Nutzung und Benutzung der Landschaft, welche die Natur zum Teil sehr stark beeinflussen (Abb. 8/18).

Lebensraumverluste und -verinselung sowie die intensive Landwirtschaft und verstärkte Naturnutzung bei Freizeitaktivitäten sind wesentliche Ursachen für den Rückgang und den Verlust von Vogelarten, zu denen Klimaänderungen erschwerend hinzutreten. Ähnlich wie SCHRAUTH & WINK (2018) am nördlichen Oberrhein zeigen konnten, ist auch in den beiden Untersuchungsgebieten in Düsseldorf auffällig, dass im Untersuchungsgebiet Himmelgeister Rheinbogen mit einer offenen Kulturlandschaft mehr Brutvogelarten in ihren Beständen signifikant abgenommen haben und als Brutvogel verschwunden sind als im Gebiet des Gerresheimer Waldfriedhofs (Tab. 8/2 und 8/5). Insgesamt sind auffallend viele insektenfressende Arten verschwunden bzw. seltener geworden. Ebenfalls vergleichbar mit den Beobachtungen von SCHRAUTH & WINK (2018) ist, dass bei den Arten, die in den beiden Untersuchungsgebieten als Brutvogel

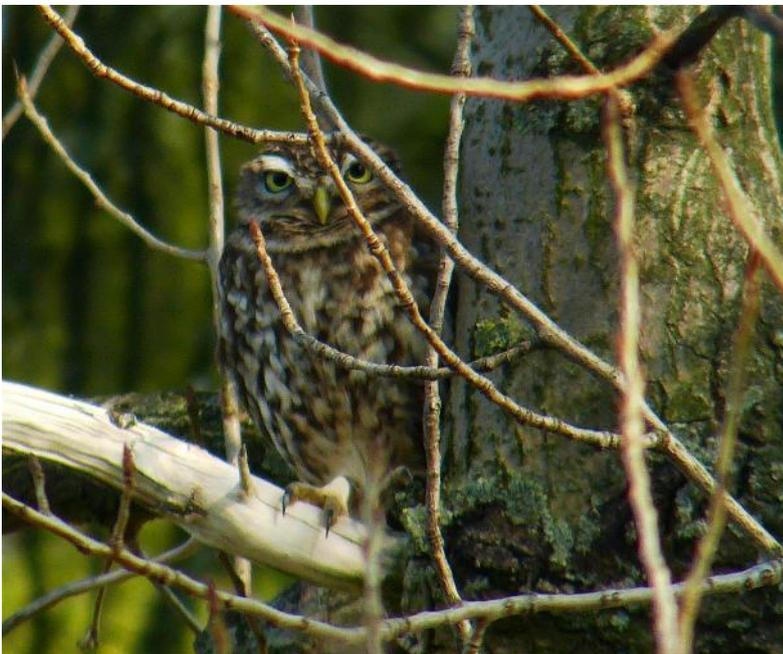


Abb. 8/19: Der Steinkauz *Athene noctua* steht in NRW und der BRD auf der Roten Liste. Die Art profitiert vom Klimawandel und ist im Himmelgeister Rheinbogen mit mehreren Paaren vertreten. Sein Vorkommen hängt hier vor allem von der Nahrungsgrundlage ab. Hochwasser, wie im Januar 2018 führen zu Bestandsabnahmen. Einen entsprechenden Schutz des Lebensraumes vorausgesetzt, wird er aber auch in Zukunft dort zu sehen und zu hören sein. Foto: Rheinaue bei Meerbusch-Büderich, 18.03.2015, J. Busch.

verschwunden sind, diese Abnahme schon vor dem Beginn der regelmäßigen Bestanderfassungen in den beiden Untersuchungsgebieten in 2007 bzw. 2009 begonnen hatte. Das heißt, dass die zugrundeliegenden Ursachen für diesen Rückgang, wie z. B. Verschlechterung der Biotopqualität, Abnahme der Nahrungsgrundlage oder klimatische Veränderungen schon vor 2007 bzw. 2009 die Brutvogelbestände beeinflusst haben müssen.

Damit die Natur die durch klimabedingte Änderungen verursachten Herausforderungen bewältigen kann, sind zu allererst eine Optimierung der Lebensräume und Verbesserungen im Biotopverbund nötig (LEISTEN 2017, KINZELBACH 2007, REDHEAD et al. 2018). Insbe-

sondere in der Kulturlandschaft, wie zum Beispiel dem Himmelgeister Rheinbogen, zeigen strukturelle Verbesserungen der Lebensräume, zum Beispiel das Anlegen von Blühstreifen eine deutliche Verbesserung der Situation für die Brutvögel solcher Landschaften (WIX & REICH 2018). Denn nach wie vor wirken sich Veränderungen in der Landnutzung und sonstige direkte Eingriffe in die Landschaft stärker aus als die Klimaänderung (SUDFELDT et al. 2010). Folglich sind trotz oder gerade wegen des Klimawandels verstärkte Anstrengungen im Naturschutz im Allgemeinen und im Biotopschutz im Besonderen notwendig, um die Vielfalt der lokalen Vogelwelt in einer sich wandelnden Welt zu erhalten.

Literatur

- ADAMÍK, P. & PIETRUSZKOVÁ, J. (2008): Advances in spring but variable autumnal trends in timing of inland wader migration. *Acta Ornithologica* 43: 119-128.
- ALONI, I., MARKMAN, S. & ZIV, Y. (2017): February precipitation in the wintering grounds of the lesser white-throat, *Sylvia curruca*: is it a cue for migration onset? *R.Soc. open sci.* 4: 160755.
<http://dx.doi.org/10.1098/rsos.160755>
- ASKEYEV, A., ASKEYEV, O. & ASKEYEV, I. (2017): Long-term woodpecker winter population dynamics in the Tatarstan Republic. *Vogelwelt* 2017: 130-133.
- ASKEYEV, O., ASKEYEV, A. & ASKEYEV, I. (2018): Recent climate change has increased forest winter bird densities in East Europe. *Ecological Research* 33: 445-456.
- ANTHES, N. (2004): Long-distance migration timing of *Tringa* sandpipers adjusted to recent climate change. *Bird Study* 51: 203-211.
- ARAÚJO, M. B., ALAGADOR, D., CABEZA, M., NOGUÉS-BRAVO, D. & THUILLER, W. (2011): Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14: 484-492.
- AUDUBON (2009): Birds and Climate Change - Ecological Disruption in Motion, A Briefing for Policymakers and Concerned Citizens on Audubon's Analyses of North American Bird Movements in the Face of Global Warming. <http://birdsandclimate.audubon.org/> (aufgerufen am 4.12.2013).
- BAIRLEIN F. (2006): Internationaler Ornithologen-Kongress, dpa-Mitteilung, Hamburg.
- BARBET-MASSIN, M., WALTHER, B. A., THUILLER, W., RAHBEK, C. & JIGUET, F. (2009): Potential impacts of climate change on the winter distribution of Afro-Palaeartic migrant passerines. *Biol. Lett.* doi: 10.1098/rsbl.2008.0715: published online 25 February 2009.
- BARBET-MASSIN, M., THUILLER, W. & JIGUET, F. (2012): The fate of European breeding birds under climate, landuse and dispersal scenarios. *Global Change Biology* 18: 881-890.
- BARRÉ, K., LE VIOL, I., JULLIARD, R. & KERBIRIOU, C. (2018): Weed control method drives conservation tillage efficiency on farmland breeding birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 256: 74-81.
- BARRETT, R. T. (2014): Analysis of spring arrival dates in North Norway showed advanced arrival of the Common Cuckoo *Cuculus canorus* but not of four of its most frequently used hosts. No evidence was found of a climate-driven mismatch that might contribute to the decline in the Norwegian Cuckoo population. *Ornis Norvegica* 37: 11-14.

- BARRETT, R. T. (2017): The dependence of long-distance migration to North Norway on environmental conditions in the wintering area and en route. *Ornis Norvegica* 40: 14–23.
- BAY, R. A., HARRIGAN, R. J., UNDERWOOD, V. L., GIBBS, H. L., SMITH, T. B. & RUEGG, K. (2018): Genomic signals of selection predict climate-driven population declines in a migratory bird. *Science* 359 (6371): 83-86.
- BECKMANN, C. & WÜRFEL, D. (2018): Biotopverbund für gefährdete Tierarten - Vernetzung und Klimaanpassung im Fachbeitrag Detmold. *Natur in NRW* 1/2018: 24-28.
- BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009a): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 288 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_1.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).
- BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009b): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 4: Zusammenfassung. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 105 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_4.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).
- BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. (2009c): Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 3: Vorschläge für eine Anpassungsstrategie. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 101 S. http://www.fartmann.net/downloads/articles/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_3.pdf (zuletzt aufgerufen am 19.11.2018).
- BELL, M. V. & CALLADINE, J. (2017): The decline of a population of farmland breeding waders: a twenty-five-year case study. *Bird Study* 64: 264-273.
- BERESFORD, A.E., SANDERSON, F.J., DONALD, P.F., BURFIELD, I.J., BUTLER, A., VICKERY, J.A. & BUCHANAN, G.M. (2018): Phenology and climate change in Africa and the decline of Afro-Palearctic migratory bird populations. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*. <https://doi.org/10.1002/rse2.89>.
- BERTHOLD, P. (1995): Microevolution of migratory behaviour illustrated by the Blackcap *Sylvia atricapilla*: 1993 Witherby Lecture. *Bird Study* 42: 89-100.
- BERTHOLD, P. (2012): Vogelzug – Eine aktuelle Gesamtübersicht. Primus verlag, Darmstadt, 280 S.
- BERTHOLD, P. (2015): Bienenfresser in Island, Silberreiher in Sibirien: Wie Vögel weltweit auf den Klimawandel reagieren (2015) in: Marotzke, J. & Stratmann, M. [Eds.], *Die Zukunft des Klimas*, C. H. Beck, 23-34. München.
- BETTS, M. G., PHALAN, B., FREY, S. J. K., ROUSSEAU, J. S. & YANG, Z. (2018): Old-growth forests buffer climate-sensitive bird populations from warming. *Divers. Distrib.* 24: 439-447.

- BÖHNER, H., RÖDER, N. & BUSCHMANN, C. (2017): Schutzmaßnahmen für den Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in der Agrarlandschaft. AVES Braunschweig 8: 31-37.
- BORGES, F., GLEMNITZ, M., SCHULTZ, A. & STACHOW, U. (2017): Assessing the habitat suitability of agricultural landscapes for characteristic breeding bird guilds using landscape metrics. Environmental Monitoring and Assessment 189: 166.
- BOTH C. (2010): Flexibility of timing of avian migration to climate change masked by environmental constraints en route. Current Biology 20: 243-248.
- BOTH, C., ARTEMYEV, A. V., BLAAUW, B. COWIE, R. J., DEKHUIJZEN A. J., EEVA, T., ENEMAR, A., GUSTAFSSON, L., IVANKINA, E. V., JÄRVINEN, A., METCALFE, N. B., NYHOLM, N. E. I., POTTI, J., RAVUSSIN, P.-A., SANZ, J. J., SILVERIN, B., SLATER, F. M., 16, SOKOLOV, L. V., TÖRÖK, J., WINKEL, W., WRIGHT, J., ZANG, H. & VISSER, M. E. (2004): Large-scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. Proc. R. Soc. Lond. B 271: 1657-1662.
- BOTH, C., BOUWHUIS, S., LESSELLS, C. M. & VISSER, M. E. (2006): Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. Nature 441: 81-83.
- BOTH, C., VAN TURNHOUT, C. A. M., BIJLSMA, R. G., SIEPEL, H., VAN STRIEN, A. J & FOPPEN, R. P. B. (2010): Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. Proc. R. Soc. B 277: 1259-1266.
- BOYD, H., & FOX, A. D. (2008): Effects of climate change on the breeding success of White-fronted Geese *Anser albifrons flavirostris* in west Greenland. Wildfowl 58: 55-70.
- BRANDSMA, O. H., KENTIE, R. & PIERSMA, T. 2017. Why did Lapwings *Vanellus vanellus* in managed habitat advance egg laying during a period without warming early springs? Ardea 105: 19-26.
- BROTONS, L. & JIGUET, F. (2010): Bird communities and climate change. In: MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P., EDS., (2010a): Effects of Climate Change on Birds. Oxford University Press, Oxford, pp. 275-294.
- BRÜGGEMANN, T. (2010): Fast 9000 Fenster für die Feldlerche, Natur in NRW 1/2010: 29-31.
- BURGER, C., E. BELSKII, T. EEVA, T. LAAKSONEN, M. MÄGI, R. MÄND, A. QVARNSTRÖM, T. SLAGSVOLD, T. VEEN, M.E. VISSER, K.L. WIEBE, C. WILEY, J. WRIGHT & C. BOOTH (2012): Climate change, breeding date and nestling diet: how temperature differentially affects seasonal changes in pied flycatcher diet depending on habitat variation. Journal of Animal Ecology 81 (4): 926-936.
- CALVI, G., CAMPEDELLI, T., FLORENZANO, G. T. & ROSSI, P. (2018): Evaluating the benefits of agri-environment schemes on farmland bird communities through a common species monitoring programme. A case study in northern Italy. Agricultural Systems 160: 60-69.
- Čanády, A. & Mošanský, L. (2017): Public Cemetery as a biodiversity hotspot for birds and mammals in the urban environment of Kosice city (Slovakia). Zoology and Ecology <https://doi.org/10.1080/21658005.2017.1366024>.
- CHAMBERLAIN, D., ARLETTAZ, R., CAPRIO, E., MAGGINI, R., PEDRINI, P., ROLANDO, A. & ZBINDEN, N. (2012): The altitudinal frontier in avian climate impact research. Ibis 154: 205-209.

- CHARMANTIER, A., MCCLEERY, R. H., COLE, L. R., PERRINS, C., KRUIK, L. E. B. & SHELDON, B. C. (2008): Adaptive Phenotypic Plasticity in Response to Climate Change in a Wild Bird Population. *Science* 320: 800-803.
- COBBEN, M. M. P., VERBOOM, J., OPDAM, P. F. M., HOEKSTRA, R. F., JOCHEM, R., ARENS, P. & SMULDERS, M. J. M. (2011): Projected climate change causes loss and redistribution of genetic diversity in a model metapopulation of a medium-good disperser. *Ecography* 34: 920-932.
- COHEN, J. M., LAJEUNESSE, M. J. & ROHR, J. R. (2018): A global synthesis of animal phenological responses to climate change. *Nature Climate Change* 8: 224-228.
- COOPER, T. J. G., WANNENBURGH, A. M. & CHERRY, M. I. (2017): Atlas data indicate forest dependent bird species declines in South Africa. *Bird Conservation International* 27: 337-354.
- COX, G. W. (2010): *Bird Migration and Global Change*. Island Press, Washington.
- CRICK, H. Q. P. (2004): The impact of climate change on birds. *Ibis* 146 (Suppl. 1): 48-56.
- CRICK, H. Q. P., DUDLEY, C., GLUE, D. E. & THOMSON, D. L. (1997): UK birds are laying eggs earlier. *Nature* 388: 526.
- CULP, L. A., COHEN, E. B., SCARPIGNATO, A. L., THOGMARTIN, W. E. & MARRA, P. P. (2017): Full annual cycle climate change vulnerability assessment for migratory birds. *Ecosphere* 8: e01565.
- DALBY, L., SÖDERQUIST, P., CHRISTENSEN, T. K., CLAUSEN, P., EINARSSON, Á., ELMBERG, J., FOX, A. D., HOLMQVIST, N., LANGENDOEN, T., LEHIKONEN, A., LINDSTRÖM, Å., LORENTSEN, S.-H., NILSSON, L., PÖYSÄ, H., RINTALA, J., SIGFÚSSON, ARNÓR Þ. & SVENNING, J.-C. (2013a): The status of the Nordic populations of the Mallard (*Anas platyrhynchos*) in a changing world. *Ornis Fennica* 90: 2-15.
- DALBY, L., FOX, A. D., PETERSEN, I. K., DELANY, S. & SVENNING, J.-C. (2013b): Temperature does not dictate the wintering distributions of European dabbling duck species. *Ibis* 155: 80-88.
- DASKALOVA, G. N., PHILLIMORE, A. B., BELL, M., MAGGS, H. E. & PERKINS, A. J. (2018): Population responses of farmland bird species to agri-environment schemes and land management options in Northeastern Scotland. *Journal of Applied Ecology* <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13309>.
- DDA (DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN) (2016): Starke Auswirkungen des Klimawandels auf häufige Vogelarten in Europa und USA. DDA-Aktuell 2/2016: 1-2. http://www.dda-web.de/downloads/texts/dda_aktuell/dda_aktuell_136_1.pdf (aufgerufen am 02.01.2016).
- DE LIBERATO, C., FRONTOSO, R., MAGLIANO, A., MONTEMAGGIORI, A., AUTORINO, G. L., SALA, M., BOSWORTH, A. & SCICLUNA, M. T. (2018): Monitoring for the possible introduction of Crimean-Congo haemorrhagic fever virus in Italy based on tick sampling on migratory birds and serological survey of sheep flocks. *Preventive Veterinary Medicine* 149: 47-52.
- DE MEESTER, L., STOKS, R. & BRANS, K. (2018): Genetic adaptation as a biological buffer against climate change: potential and limitations. *Integr Zool.* 13(4): 372-391.

- DENERLEY, C., REDPATH, S. M., VAN DER WAL, R., NEWSON, S. E., CHAPMAN, J. W. & WILSON, J. D. (2018): Breeding ground correlates of the distribution and decline of the Common Cuckoo *Cuculus canorus* at two spatial scales. *Ibis* <https://doi.org/10.1111/ibi.12612>.
- DEVICTOR, V., JULLIARD, R., COUVET, D. & JIGUET, F. (2008): Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proc. R. Soc. B* 275: 2743-2748.
- DEVICTOR, V., VAN SWAAY, C., BRERETON, T., BROTONS, L., CHAMBERLAIN, D., HELIÖLÄ, J., HERRANDO, S. et al. (2012): Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change*. Online publication doi: 10.1038/nclimate1347.
- DOLENEC, Z. & DOLENEC, P. (2011): Influence of the local spring warming on the breeding phenology in blackcap (*Sylvia atricapilla*) in Croatia. *Journal of Environmental Biology* 32: 625-627.
- DOSWALD, N., WILLIS, S. G., COLLINGHAM, Y. C., PAIN, D. J., GREEN, R. E. & HUNTLEY, B. (2009): Potential impacts of climatic change on the breeding and non-breeding ranges and migration distance of European *Sylvia* warblers. *Journal of Biogeography* 36: 1194-1208.
- DRÖSCHMEISTER, R. & SUDFELDT, C. (2009): Climatic Impact Indicator – die Auswirkungen des Klimawandels werden messbar. *DDA Monitoring-Rundbrief* 1/2009: 6-7.
- DUNN, P. O. & WINKLER, D. W. (2010). Effects of climate change on timing of breeding and reproductive success in birds. In MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P. [Eds.], *Birds and Climate Change*, 113-128. Oxford University Press, Oxford, UK.
- DUNN, J. C., HAMER, K. C. & BENTON, T. G. (2017): Dynamics of phenotypic change: wing length declines in a resident farmland passerine despite survival advantage of longer wings. *Ibis* 159: 152-157.
- EICHHORN, G., BIL, W. & FOX, J. W. (2017): Individuality in northern lapwing migration and its link to timing of breeding. *Journal of Avian Biology* 48: 1132-1138.
- ELMHAGEN B., KINDBERG, J., HELLSTRÖM, P. & ANGERBJÖRN, A. (2015): A boreal invasion in response to climate change? Range shifts and community effects in the borderland between forest and tundra. *AMBIO* 44(Suppl. 1):39–50.
- ENGLER, J. O. & STIELS, D. (2016): Arealodynamik von Vögeln im globalen Wandel. *Vogelwarte* 54: 27-44.
- ENGLER, J. O., RÖDDER, D., ELLE, O. HOCHKIRCH, A. & SECONDI, J. (2013): Species distribution models contribute to determine the effect of climate and interspecific interactions in moving hybrid zones. *Journal of Evolutionary Biology* 26(11): 2487-2496.
- ENGLER, J. O., BÖHM, N., TWIETMEYER, S. & ELLE, O. (2016): Die Arealexpansion des Orpheusspötters *Hippolais polyglotta*: ein Modell für Biogeographie und Populationsgenetik. *Ornithologischer Beobachter* 113: 121-132.
- ERONEN, J. T., PUOLAMÄKI, K., HEIKINHEIMO, H., LOKKI, H., VENÄLÄINEN, A., MANNILA, H. & FORTELIUS, M. (2011): The effect of scale, climate and environment on species richness and spatial distribution of Finnish birds. *Ann. Zool. Fennici* 48: 257-274.
- ESSL, F. & RABITSCH, W., Eds. (2013): *Biodiversität und Klimawandel*. Springer Spektrum, 458 S.

- FANDOS, G. & TELLERÍA, J. L. (2018): Range compression of migratory passerines in wintering grounds of the Western Mediterranean: conservation prospects. *Bird Conservation International* 28: 462-474.
- FIEDLER, W. (2008): Zugstrecken ändern sich. *Der Falke* 55: 305-309.
- FIEDLER, W. (2017): Änderungen im Brut- und Zugverhalten bei Vögeln. *Rundgespräche Forum Ökologie*, Bd. 46: Tierwelt im Wandel – Wanderung, Zuwanderung, Rückgang, Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München S. 43-56.
- FIEDLER, W., BAIRLEIN, F. & KÖPPEN, U. (2006): Using large-scale data from ringed birds for the investigation of effects of climate change on migrating birds: pitfalls and prospects. In MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P. [Eds.], *Birds and Climate Change*, 49-67. Elsevier, Amsterdam.
- FODEN, W.B., BUTCHART, S.H.M., STUART, S.N., VIÉ, J.-C., AKCAKAYA, H.R. et al. (2013): Identifying the world's most climate change vulnerable species: a systematic trait-based assessment of all birds, amphibians and corals. *PLoS ONE* 8(6): e65427. doi:10.1371/journal.pone.0065427.
- FOPPEN, R. P. B., VAN TURNHOUT, C. A. M., VAN DIJK, A., BOELE, A., SIERDSEMA, H. & HUSTINGS, F. (2017): Reconstructing trends in bird population numbers by integrating data and information sources. *Vogelwelt* 137: 80-88.
- FORCEY, G. M., THOGMARTIN, W. E., LINZ, G. M., BLEIER, W. J. & MCKANN, P. C. (2011): Land use and climate influences on waterbirds in the Prairie Potholes. *Journal of Biogeography* 38: 1694-1707.
- FORTINI, L. B., VORSINO, A. E., AMIDON, F. A., PAXTON, E. H. & JACOBI, J. D. (2015): Large-scale range collapse of Hawaiian forest birds under climate change and the need 21st century conservation options. *PLoS ONE* 10(10): e0140389. doi:10.1371/journal.pone.0140389.
- FOUQUET, M., SCHRIKE, V. & FOUQUE, C. (2009): Greylag Geese *Anser anser* depart earlier in spring: an analysis of goose migration from western France over the years 1980–2005. *Wildfowl* 59: 143-151.
- FRANCIS, C. M. & SAUROLA, P. (2004): Estimating components of variance in demographic parameters of Tawny Owls, *Strix aluco*. *Animal Biodiversity and Conservation* 27.1: 489-502.
- FRANKS, S. E., ROODBERGEN, M., TEUNISSEN, W., CARRINGTON COTTON, A. & PEARCE-HIGGINS, J. W. (2018): Evaluating the effectiveness of conservation measures for European Grassland-breeding waders. *Ecology and Evolution* 8:10555-10568.
- FREEMAN, B. G. & CLASS FREEMAN, A. M. (2014): Rapid upslope shifts in New Guinean birds illustrate strong distributional responses of tropical montane species to global warming. *PNAS* 111 (12): 4490-4494.
- FRÖHLICH, A. & CIACH, M. (2018a): Noise pollution and decreased size of wooded areas reduces the probability of occurrence of Tawny Owl *Strix aluco*. *Ibis* 160: 634-646.
- FRÖHLICH, A. & CIACH, M. (2018b): Noise shapes the distribution pattern of an acoustic predator. *Current Zoology* 64: 575-583.
- FÜRSTE, A., PRELL, J. & TOSCHKI, A. (2017): Literaturstudie zu Bestandstrend sowie Ursachen für die Bestandsentwicklung von ausgewählten Feldvogelarten. *gaiac*, Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und –bewertung e.V., Aachen, 24 S.

- GATTER, W. (2000): Vogelzug und Vogelbestände in Mitteleuropa: 30 Jahre Beobachtung des Tagzugs am Randecker Maar. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 656 S.
- GAÜZÈRE, P., JIGUET, F. & DEVICTOR, V. (2016): Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities? *Divers. Distrib.* 22: 625–637.
- GEDEON, K., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SUDFELDT, C., EICKHORST, W., FISCHER, S., FLADE, M., FRICK, S., GEIERSBERGER, I., KOOP, B., KRAMER, M., KRÜGER, T., ROTH, N., RYSLAVY, T., STÜBING, S., SUDMANN, S. R., STEFFENS, R., VÖKLER, F. & WITT, K. (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten: Atlas of German Breeding Birds. Stiftung Vogelmonitoring Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster, pp. 800.
- GIENAPP, P., LOF, M., REED, T.E., MCNAMARA, J., VERHULST, S & VISSER, M.E. (2013): Predicting demographically sustainable rates of adaptation: can great tit breeding time keep pace with climate change? *Phil Trans R Soc B* 368: 20120289. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0289>.
- GILLINGS, S., AUSTIN, G. E., FULLER, R. J. & SUTHERLAND, W. J. (2006): Distribution shifts in wintering Golden Plover *Pluvialis apricaria* and Lapwing *Vanellus vanellus* in Britain. *Bird Study* 53: 274-284.
- GILLINGS, S., BALMER, D. E. & FULLER, R. J. (2015): Directionality of recent bird distribution shifts and climate change in Great Britain. *Global Change Biology* 21: 2155-2168. doi:10.1111/gcb.12823.
- GLUSHENKOV, O. V. (2017): The extending of ranges of some bird species at the north-eastern border of their distribution due to intra-century climate changes. *Nature Conservation Research. Заповедная наука* 2(3): 23–39.
- GOTTSCHALK, T. K., MÜLLER, B., REINER, T. E. & WOLTERS, V. (2010): Klimainduzierte Veränderungen der Verbreitung und Abundanz der Brutvögel Deutschlands. Poster der Justus-Liebig-Universität Gießen. http://fss.plone.uni-giessen.de/fss/forschung/klimawandel/VirtPostRm/files/43Gottschalkpdf/file/43_Gottschalk.pdf (aufgerufen am 08.12.2011).
- GREGORY, R. D., WILLIS, S. G., JIGUET, F., VOŘÍŠEK, P., KLVAŇOVÁ, A., et al. (2009) An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. *PLoS ONE* 4(3): e4678. <http://www.plosone.org/article/info:doi/10.1371/journal.pone.0004678> (aufgerufen am 09.12.2011).
- GRÜNEBERG, C., SUDMANN, S. R., WEISS, J., JÖBGES, M., KÖNIG, K., LASKE, V., SCHMITZ, M. & SKIBBE, A. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. NWO & LANUV (Hrsg.), LWL-Museum für Naturkunde, Münster. online: <http://atlas.nw-ornithologen.de>.
- GRÜNEBERG, C., H.-G. BAUER, H. HAUPT, O. HÜPPOP, T. RYSLAVY & P. SÜDBECK (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 5. Fassung, 30. November 2015, erschienen August 2016. *Berichte zum Vogelschutz*, 52: 19-67.
- GRÜNEBERG, C., SUDMANN, S. R., HERHAUS, F., HERKENRATH, P., JÖBGES, M. M., KÖNIG, H., NOTTMAYER, K., SCHIDELKO, K., SCHMITZ, M., SCHUBERT, W., STIELS, D. & WEISS, J. (2017): Rote Liste der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 6. Fassung, Stand: Juni 2016. *Charadrius* 52 (1/2): 1-66.
- GRYZ, J. & KRAUZE-GRYZ, D. (2018): Influence of habitat urbanisation on time of breeding and productivity of tawny owl (*Strix aluco*). *Pol. J. Ecol.* 66: 153-161.

- GUILLEMAIN, M., PÖYSÄ, H., FOX, A. D., ARZEL, C., DESSBORN, L., EKROOS, J., GUNNARSSON, G., HOLM, T. E., CHRISTENSEN, T. K., LEHIKONEN, A., MITCHELL, C., RINTALA, J. & MØLLER, A. P. (2013): Effects of climate change on European ducks: what do we know and what do we need to know? *Wildlife Biology* 19: 404-419.
- GUNNARSSON, G., ELMBERG, J. & WALDENSTRÖM, J. (2011): Trends in Body Mass of Ducks over Time: The Hypotheses in Guillemain et al. Revisited. *AMBIO* 40: 338-340.
- GUYOT, C., BIRRER, S. & JENNI, L. (2018): Gibt es Daten zum Rückgang der Insektenbiomasse in der Schweiz? Kurzfassung der Resultate aus Literaturrecherche und Interviews von Fachpersonen. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- HAAS, F. & BRODIN, A. (2005): The crow *Corvus corone* hybrid zone in southern Denmark and northern Germany. *Ibis* 147(4): 649-656.
- HAGEMEIJER, E.J.M., & BLAIR, M.J. (EDS.) (1997): The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. T. & AD Poyser, London.
- HALLMANN, C. A., FOPPEN, R. P. B., VAN TURNHOUT, C. A. M., DE KROON, H. & JONGEJANS, E. (2014): Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511: 341-343.
- HALUPKA L & HALUPKA K. (2017): The effect of climate change on the duration of avian breeding seasons: a meta-analysis. *Proc. R. Soc. B* 284: 20171710. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.1710>
- HALUPKA, L., DYRCZ, A. & BOROWIEC, M. (2008): Climate change affects breeding of reed warblers *Acrocephalus scirpaceus*. *Journal of Avian Biology* 39: 95-100.
- HALUPKA, L., WIERUCKA, K., SZTWIERTNIA, H. & KLIMCZUK, E. (2017): Conditions at autumn stopover sites affect survival of a migratory passerine. *Journal of Ornithology* 158: 979-988.
- HARTHUN, M. (2017): Teilzeiturwald oder Ewigkeitsprojekte? Entwicklung natürlicher Wälder in Hessen (II) – die Bedeutung großer Gebiete für die Artenvielfalt. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49: 156-163.
- HÖTKER, H. (2015): Überlebensrate und Reproduktion von Wiesenvögeln in Mitteleuropa. *Vogelwarte* 53: 2015: 93-98.
- HOLTE, D. (2018): Analysis of partial migration strategies of Central European raptors based on ring re-encounter data. Inauguraldissertation, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 103 S.
- HOLTE, D., KÖPPEN, U. & SCHMITZ-ORNÉS, A. (2017): A comparison of migratory strategies of partial migratory raptors from Germany. *Journal of Ornithology* Volume 158: 579-592.
- HOVICK, T.J., ALLRED, B. W., MCGRANAHAN, D. A., PALMER, M. W., ELMORE, R. D. & FUHLENDORF, S. D. (2016): Informing conservation by identifying range shift patterns across breeding habitats and migration strategies. *Biodiversity and Conservation* 25:345-356.
- HÜBNER, T, KÖNIG, H. & MICHELS, C. (2008): Klimawandel und Biodiversität. *Natur in NRW* 2/2008: 57-59.

- HUGHES, R. G. (2004): Climate change and loss of saltmarshes: consequences for birds. *Ibis* 146 (Suppl.1): 21-28.
- HUNTLEY, B. (1995): Plant species' response to climate change: implications for the conservation of European birds. *Ibis* 137 Supplement s1: 127-138.
- HUNTLEY, B., COLLINGHAM, Y. C., GREEN, R. E., HILTON, G. H., RAHBEK, C. & WILLIS, S. G. (2006): Potential impacts of climatic change upon geographical distributions of birds. *Ibis* 148: 8-28.
- HUNTLEY, B., GREEN, R. E., COLLINGHAM, Y. C. & WILLIS, S. G. (2007): A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, RSPB, Lynx Edicions, Barcelona.
- HÜPPOP, K., HÜPPOP, O. & BAIRLEIN, F. (2008): Immer früher wieder zurück: Veränderung von Zugzeiten. *Der Falke* 55: 294-299.
- HÜPPOP, K. & HÜPPOP, O. (2012): Zugvögel im Klimawandel. In: SUDFELDT, C., F. BAIRLEIN, R. DRÖSCHMEISTER, C. KÖNIG, T. LANGGEMACH & J. WAHL (2012): *Vögel in Deutschland – 2012*. DDA, BfN, LAG VSW, Münster. S. 30-33.
- HÜPPOP, O., HÜPPOP, K. (2013): Zugvögel und Klimawandel: Vom Lang- zum Mittelstreckenzieher? *Der Falke* 60 (Sonderheft): 58-61.
- IMPERIO, S., RANGHETTI, L., HARDENBERG, J. PROVENZALE, A., BONCOMPAGNI, E. & FASOLA, F. (2017): Effects of protection status, climate, and water management of rice fields on long-term population dynamics of herons and egrets in north-western Italy. Conference Volume - 6th Symposium for Research in Protected Areas, 2 to 3 November 2017 Salzburg: 255-257.
- INGER, R., GREGORY, R., DUFFY, J. P., STOTT, I., VOŘÍŠEK, P. & GASTON, K. J. (2014): Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters*: doi: 10.1111/ele.12387.
- JENNI, L. & AND KÉRY, M. (2003): Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long-distance migrants, delays in short-distance migrants. *Proc. R. Soc. Lond. B* 270: 1467-1471.
- JIGUET, F. & BARBET-MASSIN, M. (2013): Climate change and rates of vagrancy of Siberian bird species to Europe. *Ibis* 155: 194-198.
- JIGUET, F., BARBET-MASSIN, M., DEVICTOR, V., JONZÉN, N. & LINDSTRÖM, Å. (2013): Current population trends mirror forecasted changes in climatic suitability for Swedish breeding birds. *Bird Study* 60:1: 60-66.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., BARVE, N., LIRA-NORIEGA, A., MAHER, S. P., NAKAZAWA, Y., PAPES, M., SOBERÓN, J., SUKUMARAN, J. & PETERSON, A. T. (2011): Dominant climate influences on North American bird distributions. *Global Ecology and Biogeography* 20: 114-118.
- JOHNSTON, A. et al. (2013): Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nature Climate Change* 3: 1055-1061.
- JONES, T. & CRESSWELL, W. (2010): The phenology mismatch hypothesis: are declines of migrant birds linked to uneven global climate change? *Journal of Animal Ecology* 79: 98-108.

- JONKER, R. M., CHAKAROV, N. & KRÜGER, O. (2014): Climate change and habitat heterogeneity drive a population increase in Common Buzzards *Buteo buteo* through effects on survival. *Ibis* 156: 97-106. doi:10.1111/ibi.12124.
- KACZMAREK, J. M., MIZERA, T. & TRYJANOWSKI, P. (2018): Energy crops affecting farmland birds in Central Europe: insights from a miscanthus-dominated landscape. *Biologia* <https://doi.org/10.2478/s11756-018-0143-1>.
- KAMP, J., KALLMAYER, J., KOCH, J., KARTHÄUSER, J. & VEIT, W. (2017): Die Brutvogelgemeinschaften der „Hauberge“ bei Haiger in Abhängigkeit von der Waldbewirtschaftung (mit Anmerkungen zum starken Auftreten des Waldlaubsängers in Fichtenwäldern im Jahre 2017). *Vogelkundliche Berichte Lahn-Dill* 32: 139-149.
- KARELL, P., AHOLA, K., KARSTINEN, T., VALKAMA, J. & BROMMER, J. E. (2011): Climate change drives microevolution in a wild bird. *Nature Communications* 2:208 doi: 10.1038/ncomms1213.
- KAYSER, B. (2017): False decline in bird populations due to bird counters' hearing loss? *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 111: 71-75.
- KELLER, V. (2017): Atlases as a tool to document changes in distribution and abundance of birds. *Vogelwelt* 137: 43–52.
- KENDALL, M. A., BURROWS, M. T., SOUTHWARD, A. J. & HAWKINS, S. J. (2004): Predicting the effects of marine climate change on the invertebrate prey of the birds of rocky shores. *Ibis* 146 (Suppl.1): 40-47.
- KINZELBACH, R. (2007): Klimawandel – ein Feigenblatt? Der Treibhauseffekt und die Folgen für die Tierwelt. *Biologie in unserer Zeit* 37: 250-259.
- KLUEN, E., NOUSIAINEN, R. & LEHIKONEN, A. (2017): Breeding phenological response to weather conditions in common Finnish birds: resident species respond stronger than migratory species. *Journal of Avian Biology* 48: 611–619.
- KNUDSEN, E., LINDEN, A., BOTH, C., JONZEN, N., PULIDO, F., SAINO, N. et al. (2011): Challenging claims in the study of migratory birds and climate change. *Biol. Rev.* 86: 928-946.
- KÖNIG, H. (2008): Wie verändert sich die Artenvielfalt in NRW am Beispiel der Vogelwelt? *Natur in NRW* 2/2008: 64-68.
- KÖNIG, C. STÜBING, S. & WAHL, J. (2018): Frühjahr 2018: Erst eisig, dann mediterran. *Der Falke* 8, 2018: 32-37.
- KOLÁŘOVÁ, E. & ADAMÍK, P. (2015): Bird arrival dates in Central Europe based on one of the earliest phenological networks. *Climate Research* 63: 91-98.
- KOSIŃSKI, Z., PLUTA, M., ULANOWSKA, A., WALCZAK, L., WINIECKI, A. & ZARĘBSKI, M. (2018): Do increases in the availability of standing dead trees affect the abundance, nest-site use, and niche partitioning of great spotted and middle spotted woodpeckers in riverine forests? *Biodiversity and Conservation* 27: 123-145.
- KROPP, J., HOLSTEN, A., LISSNER, T., ROITHMEIER, O., HATTERMANN, F., HUANG, S., ROCK, J., WECHSUNG, F., LÜTTGER, A., POMPE, S., KÜHN, I., COSTA, L., STEINHÄUSER, M., WALTHER, C., KLAUS, M., RITCHIE, S.

- & METZGER, M. (2009): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen - Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V. (PIK), Potsdam.
- KUBELKA, V., SALEK, M., TOMKOVICH, P. VÉGVÁRI, Z., FRECKLETON, R. & SZÉKELY, T. (2018): Global pattern of nest predation is disrupted by climate change in shorebirds. *Science* 362: 680-683.
- KUHLMANN CLAUSEN, K., CLAUSEN, P., FÆLLED, C. C. & NØRGAARD MOURITSEN, K. (2012): Energetic consequences of a major change in habitat use: endangered Brent Geese *Branta bernicla hrota* losing their main food resource. *Ibis* 154: 803-814.
- KULLBERG, C., FRANSSON, T., HEDLUND, J., JONZÉN, N., LANGVALL, O., NILSSON, J. & BOLMGREN, K. (2015): Change in spring arrival of migratory birds under an era of climate change, Swedish data from the last 140 years. *AMBIO* 44(Suppl. 1): S69–S77.
- LAGERHOLM, V. K., SANDOVAL-CASTELLANOS, E., VANISCOTTE, A., POTAPOVA, O. R., TOMEK, T., BOCHENSKI, Z. M., SHEPHERD, P., BARTON, N., VAN DYCK, M.-C., MILLER, R., HÖGLUND, J., YOCOZO, N. G., DALÉN, L. & STEWART, J. R. (2017): Range shifts or extinction? Ancient DNA and distribution modelling reveal past and future responses to climate warming in cold-adapted birds. *Global Change Biology* 23: 1425-1435. doi:10.1111/gcb.13522.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2010): Klimabericht 2010. LANUV NRW, Recklinghausen.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2016a): Klimawandel und Klimafolgen in Nordrhein-Westfalen – Ergebnisse aus den Monitoringprogrammen 2016. LANUV-Fachbericht 74. LANUV NRW, Recklinghausen.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2016b): Geschützte Arten in NRW. <http://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/start>. Aufgerufen am 5.12.2018.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2017): Daten zur Natur in Nordrhein-Westfalen 2016. LANUV-Fachbericht 83. LANUV NRW, Recklinghausen.
- LANGHAM, G. M., SCHUETZ, J. G., DISTLER, T., SOYKAN, C.U. & WILSEY, C. (2015): Conservation Status of North American birds in the face of future climate change. *PLoS ONE* 10(9): e0135350. doi:10.1371/journal.pone.0135350.
- LARSON, E. R., EASTWOOD, J. R., BUCHANAN, K. L., BENNETT, A. T. D. & BERG, M. L. (2018). Nest box design for a changing climate: The value of improved insulation. *Ecological Management & Restoration* 19: 39–48.
- LEBRUN, J. J., SCHNEIDERMAN, J.E., THOMPSON, F.R. et al. (2017): Bird response to future climate and forest management focused on mitigating climate change. *Landscape Ecology* 32: 1433-1446. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0463-x>.
- LEECH, D. I. & CRICK, H. Q. P. (2007): Influence of climate change on the abundance, distribution and phenology of woodland bird species in temperate regions. *Ibis* 149 (Suppl. 2): 128-145.

- LEHIKONEN, E. & SPARKS, T. H. (2010): Changes in migration. In: MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P., Eds., (2010a): Effects of Climate Change on Birds. Oxford University Press, Oxford, pp. 89-112.
- LEHIKONEN, A. & JAATINEN, K. (2012): Delayed autumn migration in northern European waterfowl. *Journal of Ornithology* 152: 563- 570.
- LEHIKONEN, P., SANTANGELI, A., JAATINEN, K., RAJASÄRKKÄ, A. & LEHIKONEN, A. (2018): Protected areas act as a buffer against detrimental effects of climate change—Evidence from large-scale, long-term abundance data. *Global Change Biology* <https://doi.org/10.1111/gcb.14461>.
- LEISTEN, A. (2002): Die Vogelwelt der Stadt Düsseldorf. Schriftenreihe der Biologischen Station Urdenbacher Kämpe e. V., Bd. 3, 300 S., Monheim am Rhein.
- LEISTEN, A. (2017): Vögel. In: SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., & LEISTEN, A. (2017): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2016 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 186 S.
- LERCHE-JØRGENSEN, M. (2017):“Songbirds on the Move.” Natural History Museum of Denmark, Faculty of Science, University of Copenhagen. Thesis PhD.
- LIEDVOGEL, M. (2017): Zugvogelgenetik – wie finden Vögel ihren Weg? *Jahrbuch 2016/2017*, Max-Planck-Gesellschaft, pp. 1-7.
- LINDÉN, A. (2018): Adaptive and nonadaptive changes in phenological synchrony. *PNAS* 115: 5057-5059.
- LINGENHÖHL, D. (2011): Vogelwelt im Wandel – Trends und Perspektiven. Wiley-VCH, Weinheim, 282 S.
- LITERÁK, I., HORAL, D., ALIVIZATOS, H. & MATUŠÍK, H. (2017): Common wintering of black kites (*Milvus migrans migrans*) in Greece, and new data on their wintering elsewhere in Europe. *Slovak Raptor Journal* 11: 91-102.
- LIU, B., ALSTRÖM, P., OLSSON, U., FJELDSÅ, J., QUAN, Q., ROSELAAR, K.C.S., SAITOH, T., YAO, C., HAO, Y., WANG, W., QU, Y. & LEI, F. (2017) Explosive radiation and spatial expansion across the cold environments of the Old World in an avian family. *Ecology and Evolution* 7: 6346-6357.
- LOK, T., VELDHOEN, L., OVERDIJK, O., TINBERGEN, J. M. & PIERSMA, T. (2017): An age-dependent fitness cost of migration? Old trans-Saharan migrating spoonbills breed later than those staying in Europe, and late breeders have lower recruitment. *J. Anim. Ecol.* 86: 998-1009
- LÜHKEN, R., JÖST, H., CADAR, D., THOMAS, S.M., BOSCH, S., TANNICH, E., BECKER, N., ZIEGLER, U., LACHMANN, L. & SCHMIDT-CHANASIT, J. (2017): Distribution of Usutu virus in Germany and its effect on breeding bird populations. *Emerg. Infect. Dis.* 23: 1994-2001.
- MADEC, J.-Y, HAENNI, M., NORDMANN, P. & POIREL, L. (2017): Extended-spectrum b-lactamase/AmpC- and carbapenemaseproducing *Enterobacteriaceae* in animals: a threat for humans? *Clinical Microbiology and Infection* 23: 826-833.

- MAGGINI, R., LEHMANN, A., KÉRY, M., SCHMID, H., BENISTON, M., JENNI, L. & ZBINDEN, N. (2011): Are Swiss birds tracking climate change? Detecting elevational shifts using response curve shapes. *Ecological Modelling* 222: 21-32.
- MARTAY, B., BREWER, M.J., ELSTON, D.A., BELL, J.R., HARRINGTON, R., BRERETON, T.M., BARLOW, K.E., BOTHAM, M.S., PEARCE-HIGGINS, J.W. (2017): Impacts of climate change on national biodiversity population trends. *Ecography* 40: 1139-1151.
- MARTINEZ, N., ROTH, T., MOSER, V., OESTERHELT, G., PFARR GAMBKE, B., RICHTERICH, P., TSCHOPP, T. B., SPIESS, M. & BIRRER, S. (2017): Bestandsentwicklung von Brutvögeln in der Reinacher Ebene (Kanton Basel-Landschaft) von 1997 bis 2016. *Der Ornithologische Beobachter* 114: 257-274.
- MAYOR, S. J., GURALNICK, R. P., TINGLEY, M. W., OTEGUI, J., WITHEY, J. C., ELMENDORF, S. C., ANDREW, M. E., LEYK, S., PEARSE, I. S. & SCHNEIDER, D. C. (2017): Increasing phenological asynchrony between spring green-up and arrival of migratory birds. *Scientific Reports* 7:1902.
- MAZARIS, A. D., PAPANIKOLAOU, A. D., BARBET-MASSIN, M., KALLIMANIS, A. S., JIGUET, F., SCHMELLER, D. S. & PANTIS, J. D. (2013) Evaluating the Connectivity of a Protected Areas' Network under the Prism of Global Change: The Efficiency of the European Natura 2000 Network for Four Birds of Prey. *PLoS ONE* 8(3): e59640. doi:10.1371/journal.pone.0059640.
- MCHUGH, N. M., PRIOR, M., GRICE, P. V., LEATHER, S. R. & HOLLAND, J. M. (2017): Agri-environmental measures and the breeding ecology of a declining farmland bird. *Biological Conservation* 212 A: 230-239.
- MCKECHNIE, A. E. & WOLF, B. O. (2010): Climate change increases the likelihood of catastrophic avian mortality events during extreme heat waves. *Biology Letters* 6: 253-256.
- MCLEAN, N., VAN DER JEUGD, H.P. & VAN DE POL, M. (2018): High intra-specific variation in avian body condition responses to climate limits generalization across species. *PLoS ONE* 13(2):e0192401.
- MEICHTRY-STIER, K. S., DUPLAIN, J., LANZ, M., LUGRIN, B. & BIRRER, S. (2018): The importance of size, location, and vegetation composition of perennial fallows for farmland birds. *Ecology and Evolution* 8: 9270-9281.
- MELLER, K., PIHA, M., VÄHÄTALO, A.V. & LEHIKONEN, A. (2018): A positive relationship between spring temperature and productivity in 20 songbird species in the boreal zone. *Oecologia* 186: 883-893.
- MELTOFTE, H., AMSTRUP, O., LEUENHAGEN PETERSEN, T., RIGÉT, F. & TØTTRUP, A. P. (2018): Trends in breeding phenology across ten decades show varying adjustments to environmental changes in four wader species. *Bird Study*: 65: 44-51.
- METTLER, R., SCHAEFER, H. M., CHERNETSOV, N., FIEDLER, W., HOBSON, K. A., et al. (2013): Contrasting patterns of genetic differentiation among Blackcaps (*Sylvia atricapilla*) with divergent migratory orientations in Europe. *PLoS ONE* 8(11): e81365. doi:10.1371/journal.pone.0081365.
- MICHEL, F., FISCHER, D., EIDEN, M., FAST, C., REUSCHEL, M., MÜLLER, K., RINDER, M., URBANIAK, S., BRANDES, F., SCHWEHN, R., LÜHKEN, R., GROSCHUP, M. H., ... ZIEGLER, U. (2018): West Nile Virus and Usutu Virus Monitoring of Wild Birds in Germany. *International journal of environmental research and public health* 15: 171. doi:10.3390/ijerph15010171.

- MILES, W. T. S., BOLTON, M., DAVIS, P., DENNIS, R., BROAD, R., ROBERTSON, I., RIDDIFORD, N. J., HARVEY, P. V., RIDDINGTON, R., SHAW, D. N., PARNABY, D. & REID, J. M. (2017): Quantifying full phenological event distributions reveals simultaneous advances, temporal stability and delays in spring and autumn migration timing in long-distance migratory birds. *Global Change Biology* 23: 1400-1414.
doi:10.1111/gcb.13486.
- MILLOT, F., DECORS, A., MASTAIN, O., QUINTAINE, T., BERNY, P., VEY, D. LASSEUR, R. & BRO, E. (2017): Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. *Environmental Science and Pollution Research* 24: 5469-5485.
- MILLS, L. S., BRAGINA, E. V., KUMAR, A. V., ZIMOVA, M., LAFFERTY, D. J. R., FELTNER, J., DAVIS, B. M., HACKLÄNDER, K., ALVES, P. C., GOOD, J. M., MELO-FERREIRA, J., DIETZ, A., ABRAMOV, A. V., LOPATINA, N. & FAY, K. (2018): Winter coat color polymorphisms identify global hotspots for evolutionary rescue from climate change. *Science* 362: eaan8097.
- MKULNV (MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN Ed.) (2015): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen – Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen.
- MOKWA, K. (2009): Wintering range of the Blackcap (*Sylvia atricapilla*) in Europe – stabilized or changing? *The ring* 31(2): 45-58.
- MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P. (2006): *Birds and Climate Change*. Elsevier, Amsterdam.
- MØLLER, A. P., RUBOLINI, D. & LEHIKONEN, E. (2008): Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *PNAS* 105: 16195–16200.
- MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P., EDS. (2010a): *Effects of Climate Change on Birds*. Oxford University Press, Oxford.
- MØLLER, A. P., FLENSTED-JENSEN, E., KLARBORG, K., MARDAL, W. & NIELSEN, J. T. (2010b): Climate change affects the duration of the reproductive season in birds. *Journal of Animal Ecology* 79: 777-784.
- MØLLER, A. P., SAINO, N., ADAMÍK, P., AMBROSINI, R., ANTONOV, A., CAMPOBELLO, D., STOKKE, B. G., FOSSØY, F., LEHIKONEN, E., MARTIN-VIVALDI, M., MOKSNES, A., MOSKAT, C., RØSKAFT, E., RUBOLINI, D., SCHULZE-HAGEN, K., SOLER, M. & SHYKOFF, J. A. (2011): Rapid change in host use of the common cuckoo *Cuculus canorus* linked to climate change. *Proc. R. Soc. B* 278: 733–738.
- MUNLV (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2009): *Anpassung an den Klimawandel – Eine Strategie für Nordrhein-Westfalen*.
http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/Teil1_Klimawandel_Strategie.pdf, 168 S. (aufgerufen am 25.01.2013).
- MUSIL, P., MUSILOVÁ, Z., FUCHS, R. & POLÁKOVÁ, S. (2011): Long-term changes in numbers and distribution of wintering waterbirds in the Czech Republic, 1966–2008. *Bird Study* 58: 450-460.
- MUSITELLI, F. (2017): *Aves remores: responses of migratory birds to climate change and habitat alteration*. Tesi di dottorato, Università degli Studi di Milano-Bicocca, 426 S.

- NADAL, J., PONZ, C. & MARGALIDA, A. (2018): Synchronizing biological cycles as key to survival under a scenario of global change: The Common quail (*Coturnix coturnix*) strategy. *Science of the Total Environment* 613–614: 1295-1301.
- NÉMETH, Z. (2017): Partial migration and decreasing migration distance in the Hungarian population of the Common Blackbird (*Turdus merula* Linnaeus, 1758): Analysis of 85 years of ring recovery data. *Ornis Hungarica* 25: 101-108.
- OCKENDON, N., LEECH, D. & PEARCE-HIGGINS, J. W. (2013): Climatic effects on breeding grounds are more important drivers of breeding phenology in migrant birds than carry-over effects from wintering grounds. *Biol Lett* 9: 20130669. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2013.0669>.
- OLIVER, T.H., GILLINGS, S., PEARCE-HIGGINS, J.W., BRERETON, T., CRICK, H.Q.P., DUFFIELD, S.J., MORECROFT, M.D. & ROY, D.B. (2017): Large extents of intensive land use limit community reorganization during climate warming. *Glob. Change Biol.* 23: 2272-2283.
- OUWEHAND, J & BOTH, C. (2017): African departure rather than migration speed determines variation in spring arrival in pied flycatchers. *Journal of Animal Ecology* 2017 86: 88–97.
- PACIFICI M., FODEN W.B., VISCONTI P., WATSON J.E.M., BUTCHART S.H.M., KOVACS K.M., et al. (2015): Assessing species vulnerability to climate change. *Nat. Clim. Change* 5: 215-224.
- PACIFICI, M., VISCONTI, P., BUTCHART, S. H. M., WATSON, J. E. M., CASSOLA, F. M., & RONDININI, C. (2017): Species traits influenced their response to recent climate change. *Nature Climate Change* 7: 205-208.
- PAKANEN, V., M., AHONEN, E., HOHTOLA, E. & RYTKÖNEN, S. (2018): Northward expanding resident species benefit from warming winters through increased foraging rates and predator vigilance. *Oecologia* 188: 991-999.
- PAUTASSO, M. (2011): Observed impacts of climate change on terrestrial birds in Europe: an overview. *Italian Journal of Zoology* iFirst: 1-19.
- PAVÓN-JORDÁN, D., (2017): Waterbirds in a changing world: Effects of climate, habitat and conservation policy on European waterbirds. PhD thesis. Faculty of Biological and Environmental Sciences of the University of Helsinki, pp. 148.
- PAVÓN-JORDÁN, D., SANTANGELI, A. & LEHIKONEN, A. (2017): Effects of flyway-wide weather conditions and breeding habitat on the breeding abundance of migratory boreal waterbirds. *Journal of Avian Biology* 48: 988–996. doi:10.1111/jav.01125
- PEARCE-HIGGINS, J. W. (2010): Using diet to assess the sensitivity of northern and upland birds to climate change. *Climate Research* 45: 119-130.
- PEARCE-HIGGINS, J. W. & GREEN, R. E. (2014): *Birds and Climate Change – Impacts and conservation responses*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 467.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., BRADBURY, R. B., CHAMBERLAIN, D. E., DREWITT, A., LANGSTON, R. H. W. & WILLIS, S. G. (2011): Targeting research to underpin climate change adaptation for birds. *Ibis* 153: 207-211.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., EGLINGTON, S. M., MARTAY, B. & CHAMBERLAIN, D. E. (2015): Drivers of climate change impacts on bird communities. *Journal of Animal Ecology* 8: 943-954.

- PECL, G. T., ARAUJO, M. B., BELL, J., BLANCHARD, J., BONEBRAKE, T. C., CHEN, I., CLARK, T. D., COLWELL, R. K., DANIELSEN, F., EVENGARD, B., ROBINSON, S. et al (2017): Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science* 355 (6332): 1-9.
- PEINTIGER, M. & SCHUSTER, S. (2005): Veränderungen der Erstankünfte bei häufigen Zugvogelarten in Südwestdeutschland. *Vogelwarte* 43: 161-169.
- PIERSMA, T. & LINDSTRÖM, Å. (2004): Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis* 146 (Suppl.1): 61-69.
- POHLMANN, A., STARICK, E., HARDER, T., GRUND, C., HÖPER, D., GLOBIG, A., STAUBACH, C., DIETZE, K., STREBELOW, G., ULRICH, R. G., SCHINKÖTHE, J., TEIFKE, J. P., CONRATHS, F. J., METTENLEITER, T. C., ... BEER, M. (2017): Outbreaks among Wild Birds and Domestic Poultry Caused by Reassorted Influenza A(H5N8) Clade 2.3.4.4 Viruses, Germany, 2016. *Emerging infectious diseases* 23(4): 633-636.
- POTVIN, D. A., VÄLIMÄKI, K. & LEHIKONEN, A. (2016): Differences in shifts of wintering and breeding ranges lead to changing migration distances in European birds. *Journal of Avian Biology* 47: 619–628. doi:10.1111/jav.0094
- PRICE, J. (2017): The potential impacts of climate change on the biodiversity of Norfolk. *Trans. Norfolk Norwich Nat. Soc.* 50: 1-8.
- PRINCÉ, K. & ZUCKERBERG, B. (2015): Climate change in our backyards: the reshuffling of North America's winter bird communities. *Global Change Biology* 21: 572-585. doi:10.1111/gcb.12740.
- PULIDO, F. & BERTHOLD, P. (2010): Current selection for lower migratory activity will drive the evolution of residency in a migratory bird population. *PNAS* 107 (16) 7341–7346.
- RALSTON, J., DELUCA, W. V., FELDMAN, R. E. & KING, D. I. (2017): Population trends influence species ability to track climate change. *Global Change Biology* 23: 1390-1399.
- RATHER, R. N., WANI, A. A., KASHTWARI, M. & ZAHOR A BEIGH, Z. A. (2018): Phenological shifts due to climate change and the associated conservation threats. *Climate Change* 4(13): 80-86.
- REDHEAD, J.W., HINSLEY, S.A., BECKMANN, B.C., BROUGHTON, R.K. & PYWELL, R.F. (2018): Effects of agri-environmental habitat provision on winter and breeding season abundance of farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 251: 114-123.
- REDLSIAK, M., REMISIEWICZ, M. & NOWAKOWSKI, J. K. (2018): Long-term changes in migration timing of Song Thrush *Turdus philomelos* at the southern Baltic coast in response to temperatures on route and at breeding grounds. *International Journal of Biometeorology* 62: 1595-1605.
- REHFISCH, M. M., FEARE, C. J., JONES, N. V. & SPRAY, C. (2004): Climate change and coastal birds. *Ibis* 146 (Suppl.1): 1.
- REICHOLF, J. H. (2017): Schmetterlinge und Vögel im Fokus: Wodurch änderten sich ihre Häufigkeiten in den letzten Jahrzehnten? *Rundgespräche Forum Ökologie*, Bd. 46 »Tierwelt im Wandel – Wanderung, Zuwanderung, Rückgang«, S. 73-90.

- REICHWALDT, E. S. & GHADOUANI, A. (2012) Effects of rainfall patterns on toxic cyanobacterial blooms in a changing climate: Between simplistic scenarios and complex dynamics. *Water Research* 46: 1372-1393.
- RENNER, S. S. & ZOHNER, C. M. (2018): Climate change and phenological mismatch in trophic interactions among plants, insects, and vertebrates. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 49: 165–182.
- ROBINSON, R. A., LEARMONTH, J. A., HUTSON, A. M., MACLEOD, C. D., SPARKS, T. H., LEECH, D. I., PIERCE, G. J., REHFISCH, M. M. & CRICK, H. Q. P. (2005): Climate Change and Migratory Species - BTO Research Report 414. British Trust for Ornithology, The Nunnery, Thetford, Norfolk, 304 S.
- ROLSHAUSEN, G., SEGELBACHER, G., HERMES, C., HOBSON, K. A. & SCHAEFER, H. M. (2013): Individual differences in migratory behavior shape population genetic structure and microhabitat choice in sympatric blackcaps (*Sylvia atricapilla*). *Ecology and Evolution* 3(12): 4278-4289.
- ROTICS, S., TURJEMAN, S., KAATZ, M., RESHEFF, Y. S., ZURELL, D., SAPIR, N., EGGERS, U., FIEDLER, W., FLACK, A., JELTSCH, F. et al. (2017): Wintering in Europe instead of Africa enhances juvenile survival in a long-distance migrant. *Anim. Behav.* 126: 79-88.
- ROULIN, A. (2014): Melanin-based colour polymorphism responding to climate change. *Global Change Biology* 20: 3344–3350.
- SAINO, N., RUBOLINI, D., LEHIKONEN, E., SOKOLOV, L. V., BONISOLI-ALQUATI, A., AMBROSINI, R., BONCORAGLIO, G. & MØLLER, A. P. (2009): Climate change effects on migration phenology may mismatch brood parasitic cuckoos and their hosts. *Biology Letters* 5(4): 539-541.
- SAINO, N., AMBROSINI, R., RUBOLINI, D., VON HARDENBERG, J., ANTONELLO PROVENZALE, A., HÜPPOP, K., HÜPPOP, O., LEHIKONEN, A., LEHIKONEN, E., RAINIO, K., ROMANO, M. & SOKOLOV, L. (2011): Climate warming, ecological mismatch at arrival and population decline in migratory birds. *Proc. R. Soc. B* 278: 835-842.
- SANTANGELI, A. & LEHIKONEN, A. (2017): Are winter and breeding bird communities able to track rapid climate change? Lessons from the high North. *Diversity Distrib.* 23: 308–316. doi:10.1111/ddi.12529.
- SANTANGELI, A., LEHIKONEN, A., BOCK, A., PELTONEN-SAINIO, P., JAUHAINEN, L., GIRARDELLO, M. & VALKAMA, J. (2018): Stronger response of farmland birds than farmers to climate change leads to the emergence of an ecological trap. *Biological Conservation* 217: 166-172.
- SARACCO, J. F., FETTIG, S. M., SAN MIGUEL, G. L., MEHLMAN, D. W., THOMPSON, B. E. & ALBERT, S. K. (2018): Avian demographic responses to drought and fire: a community-level perspective. *Ecological Applications* 28: 1773-1781.
- SCHÄFFER N. (2008): Unsere Vogelwelt am Ende dieses Jahrhunderts. *Der Falke* 55: 50-57.
- SCHIPPERS, P., VERBOOM, J., VOS, C. C. & JOCHEM, R. (2011): Metapopulation shift and survival of woodland birds under climate change: will species be able to track? *Ecography* 34: 909-919.
- SCHMALJOHANN, H. & BOTH, C. (2017): The limits of modifying migration speed to adjust to climate change. *Nature climate change* 7: 573-576.

- SCHMIDT, E. & HÜPPOP, K. (2007): Erstbeobachtung und Sangesbeginn von 97 Vogelarten in den Jahren 1963 – 2006 in einer Gemeinde im Landkreis Parchim (Mecklenburg-Vorpommern). *Vogelwarte* 45: 27-58.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A., & LEISTEN, A. (2009): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2008 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 78 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., & LEISTEN, A. (2017): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2016 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 186 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., & BUSCH, A. (2018): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2017 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentl. 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.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A., BUSCH, J. (2010): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2009 - Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentlichtes Gutachten der Biologische Station Haus Bürgel im Auftrag des Kreises Mettmann, Untere Landschaftsbehörde, 127 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., DAHL, A., BUSCH, J. (2011): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2010 - Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Unveröffentlichtes Gutachten der Biologische Station Haus Bürgel im Auftrag des Kreises Mettmann, Untere Landschaftsbehörde, 140 S
- SCHRAUTH, F. E. & WINK, M. (2018): Changes in Species Composition of Birds and Declining Number of Breeding Territories over 40 Years in a Nature Conservation Area in Southwest Germany. *Diversity* 10: 97.
- SCHUCK, M., PASINELLI, G., MÜLLER, W., SPAAR, R., AEBISCHER, A., BARBALAT, A., BASSIN, A., BÜHLMANN, J., HORISBERGER, D., KNAUS, P., LÜTHI, T., MARTINEZ, N., MÜLLER, M., MULHAUSER, B., PAULI, H. R., THIELEGENTER, C., WEGGLER, M. & AYÉ, R. (2018): (2018): Entwicklung von Bestand und Verbreitung des Mittelspechts *Dendrocopos medius* in der Schweiz. *Ornithol. Beob.* 115: 91-106.
- SCHUMANN, J. & KRAUSE, T. (2015): Bestandsveränderungen der Brutvögel in Düsseldorf (NRW) zwischen 2001 und 2014. *Acta Biologica Benrodis* 17: 29-42.
- SCHUMANN, J. & KRAUSE, T. (2017): Die Vogelwelt von Düsseldorf und Umgebung. Biologische Station Haus Bürgel e.V. & NABU Stadtverband Düsseldorf e.V.

- SCHUSTER, S. (2010): Zunahme der Winterbeobachtungen des Zilpzalps am westlichen Untersee. *Ornithol. Beob.* 107: 211-213.
- SCRIDEL, D., BRAMBILLA, M., MARTIN, K., LEHIKONEN, A., IEMMA, A., MATTEO, A., JÄHNIG, S., CAPRIO, E., BOGLIANI, G., PEDRINI, P., ROLANDO, A., ARLETTAZ, R. & CHAMBERLAIN, D. (2018): A review and meta-analysis of the effects of climate change on Holarctic mountain and upland bird populations. *Ibis* 160: 489-515.
- SERGIO F. (2003): Relationship between laying dates of black kites *Milvus migrans* and spring temperatures in Italy: rapid response to climate change? *Journal of Avian Biology* 34(2):144-149.
- SERGIO, F., BLAS, J., FORERO, M. G., DONÁZAR, J. A. & HIRALDO, F. (2007): Sequential settlement and site dependence in a migratory raptor. *Behavioral Ecology* 18: 811-821.
- SIERING, M. & BURNHAUSER, A. (2018): Brutplatzmanagement bei Kiebitz und Großem Brachvogel – Richtungswechsel im Wiesenbrüterschutz in Schwaben. *ANliegen Natur* 40: 25-36.
- SMITH, K. W. (2006): The implications of nest site competition from starlings *Sturnus vulgaris* and the effect of spring temperatures on the timing and breeding performance of great spotted woodpeckers *Dendrocopos major* in southern England. *Ann. Zool. Fennici* 43: 177-185.
- SPEKAT, A., ENKE, W. & KREIENKAMP, F. (2007): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRESSzenarios B1, A1B und A2. Umweltbundesamt, Berlin.
- STAUDT, A., LEIDNER, A. K., HOWARD, J., BRAUMAN, K. A., DUKES, J. S., HANSEN, L. J., PAUKERT, C., SABO, J. & SOLÓRZANO, L. A. (2013): The added complications of climate change: understanding and managing biodiversity and ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11(9): 494–501.
- STEPHENS, P.A., MASON, L.R., GREEN, R.E., GREGORY, R.D., SAUER, J.R., ALISON, J., AUNINS, A., BROTONS, L., BUTCHART, S.H.M., CAMPEDELLI, T., CHOKIEWICZ, T., CHYLARECKI, P., CROWE, O., ELTS, J., ESCANDELL, V., FOPPEN, R.P.B., HELDBJERG, H., HERRANDO, S., HUSBY, M., JIGUET, F., LEHIKONEN, A., LINDSTRÖM, A., NOBLE, D.G., PAQUET, J., REIF, J., SATTTLER, T., SZÉP, T., TEUFELBAUER, N., TRAUTMANN, S., VAN STRIEN, A.J., VAN TURNHOUT, C.A.M., VORISEK, P., WILLIS, S.G. (2016): Consistent response of bird populations to climate change on two continents. *Science* 352 (6281): 84-87.
- STĘPIEŃ-PYŚNIAK, D., HAUSCHILD, T., NOWACZEK, A., MAREK, A. & DEC, M. (2018): Wild birds as a potential source of known and novel multilocus sequence types of antibiotic-resistant *Enterococcus faecalis*. *Journal of Wildlife Diseases* 54: 219-228.
- STEVENS, M. (2015): Bald nur noch Geschichte? – Der Kiebitz in der Stadt Meerbusch. *Meerbuscher Geschichtshefte* 32: 97-108.
- STIRNEMANN, R. L., O'HALLORAN, J., RIDGWAY, M. & DONNELLY, A. (2012): Temperature-related increases in grass growth and greater competition for food drive earlier migrational departure of wintering Whooper Swans. *Ibis* 154: 542-553.

- SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T. SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 792 S auf CD.
- SUDFELDT, C. GRÜNEBERG, C. & WAHL, J. (2009a): Vögel In: BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 1: Fragestellung, Klimaszenario, erster Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Kurzprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 288 S.
- SUDFELDT, C. GRÜNEBERG, C. & WAHL, J. (2009b): VÖGEL In: BEHRENS, M., FARTMANN, T. & HÖLZEL, N. Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen. Teil 2: zweiter Schritt der Empfindlichkeitsanalyse – Wirkprognose. Gutachten des Instituts für Landschaftsökologie, Universität Münster, 364 S.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T. & WAHL, J. (2010): Vögel in Deutschland – 2010. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- SUDFELDT, C., BAIRLEIN, F., DRÖSCHMEISTER, R., KÖNIG, C., LANGGEMACH, T., & WAHL, J. (2012): Vögel in Deutschland – 2012. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., FREDERKING, W., GEDEON, K., GERLACH, B., GRÜNEBERG, C., KARTHÄUSER, J., LANGGEMACH, T., SCHUSTER, B., TRAUTMANN, S. & WAHL, J. (2013): Vögel in Deutschland – 2013. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- SUTHERLAND, W. J., ALVES, J. A., AMANO, T., CHANG, C. H., DAVIDSON, N. C., FINLAYSON, C. M., GILL, J. A., GILL JR, R. E., GONZÁLEZ, P. M., GUNNARSSON, T. G., KLEIJN, D., SPRAY, C. J., SZÉKELY, T. & THOMPSON, D. B. A. (2012): A horizon scanning assessment of current and potential future threats to migratory shorebirds. *Ibis* 154: 663-679.
- SWANSON, D. & PALMER, J. (2011): Spring migration timing of birds in the northern prairie region is correlated with local climate change. *Proceedings of the South Dakota Academy of Science* 90: 34.
- SYBERTZ, J. & REICH, M. (2015): Assessing climate change induced turnover in bird communities using climatically analogous regions. *Diversity* 7: 36-59.
- TERRAUBE, J., VILLERS, A., POUDRÉ, L., VARJONEN, R. & KORPIMÄKI, E. (2017): Increased autumn rainfall disrupts predator–prey interactions in fragmented boreal forests. *Global Change Biology* 23: 1361–1373. doi:10.1111/gcb.13408.
- THOM, D., RAMMER, W., DIRNBÖCK, T., MÜLLER, J., KOBLER, J., KATZENSTEINER, K., HELM, N. & RUPERT SEIDL, R. (2017): The impacts of climate change and disturbance on spatio-temporal trajectories of biodiversity in a temperate forest landscape. *Journal of Applied Ecology* 54: 28-38.
- THOMAS, C. D. (2010): Climate, climate change and range boundaries. *Diversity and Distributions* 16: 488-495.
- TOMEČ, M. (2004): Grünspechtvorkommen (*Picus viridis*) in Oberhausen 1955-2004. *Elektronische Aufsätze der Biologischen Station Westliches Ruhrgebiet* 1.15: 1-8.

- TOMOTANI, B. M., VAN DER JEUGD, H., GIENAPP, P., DE LA HERA, I., PILZECKER, J., TEICHMANN, C., & VISSER, M. E. (2018): Climate change leads to differential shifts in the timing of annual cycle stages in a migratory bird. *Glob. Change Biol.* 24: 823-835.
- TØTTRUP, A. P., KLAASSEN, R. H. G., STRANDBERG, R., THORUP, K., WILLEMOES KRISTENSEN, M., SØGAARD JØRGENSEN, P., FOX, J., AFANASYEV, V., RAHBK, C. & ALERSTAM, T. (2012): The annual cycle of a trans-equatorial Eurasian–African passerine migrant: different spatio-temporal strategies for autumn and spring migration. *Proc. R. Soc. B.* 279: 1008–1016.
- TRAUTMANN, S. (2018): Climate change impacts on bird species. In: TIETZE, D. T. (Ed.) *Bird Species - How they arise, modify and vanish.* SpringerOpen: 217-234.
- TURZAŃSKA, K. & CHACHULSKA, J. (2017): Arion slugs as nest predators of small passerine species – a review. *Journal of Avian Biology* 48: 455-458.
- TWOREK, S., GOLAWSKI, A., JOBDA, M. & KOSICKI, J. Z. (2017): The varying impact of agri-environment schemes on birdlife in two regions of Poland. *Ornis Fennica* 94:101-112.
- TYRBERG, T. (2010): Avifaunal responses to warm climate: the message from last interglacial faunas. In: BOLES, W. E. & WORTHY, T. H. (Eds.) *Proceedings of the VII International Meeting of the Society of Avian Paleontology and Evolution.* Records of the Australian Museum 62: 193-205.
- UMWELTBUNDESAMT, Ed. (2015): *Monitoringbericht 2015 zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel - Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung.* Umweltbundesamt, pp 256.
- URBAN, M. (2015): Accelerating extinction risk from climate change. *Science* 348: 571-573.
- URBAN, M. C., BOCEDI, G., HENDRY, A. P., MIHOUB, J.-B., PE'ER, G., SINGER, A., BRIDLE, J. R., CROZIER, L. G., DE MEESTER, L., GODSOE, W., GONZALEZ, A., HELLMANN, J. J., HOLT, R. D., HUTH, A., JOHST, K., KRUG, C. B., LEADLEY, P. W., PALMER, S. C. F., PANTEL, J. H., SCHMITZ, A., ZOLLNER, P. A. & TRAVIS, J. M. J. (2016): Improving the forecast for biodiversity under climate change. *Science* 353: aad8466.
- URFI, A. J. (2011): Climate change and its impacts on Indian birds: monsoon phenology and monitoring heronry birds. *Current science* 101: 1140-1142.
- VALTONEN, A., LATJA, R., LEINONEN, R. & PÖYSÄ, H. (2017): Arrival and onset of breeding of three passerine birds in eastern Finland tracks climatic variation and phenology of insects. *Journal of Avian Biology* 48: 785-795.
- VAN BUSKIRK, J., MULVIHILL, R. S. & LEBERMAN, R. C. (2010): Declining body sizes in North American birds associated with climate change. *Oikos* 119: 1047-1055.
- VAN DE POL, M., JENOUVRIER, S., CORNELISSEN, J. H. C. & VISSER, M. E. (2017): Behavioural, ecological and evolutionary responses to extreme climatic events: challenges and directions. *Phil. Trans. R. Soc. B* 372: 20160134. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2016.0134>.
- VAN KLEUNEN A., FOPPEN R. & VAN TURNHOUT C. (2017): *Basisrapport voor de Rode Lijst Vogels 2016 volgens Nederlandse en IUCN-criteria. Sovon-rapport 2017/34. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.*

- VAN VLIET, J, MUSTERS, C. J. M. & TER KEURS, W. J. (2009): Changes in migration behaviour of Blackbirds *Turdus merula* from the Netherlands. *Bird Study* 56: 276-281.
- VAN SWAAY, C., VAN TURNHOUT, C., SPARRIUS, L., VAN GRUNSVEN, R., VAN DEIJK, J., VAN STRIEN, A. & DOORNBOS, S. (2018): Hoe onze flora en fauna veranderen door klimaatverandering. *De Levende Natuur* 119: 256-259.
- VEDDER, O., BOUWHUIS, S. & SHELDON, B. C. (2013): Quantitative Assessment of the Importance of Phenotypic Plasticity in Adaptation to Climate Change in Wild Bird Populations. *PLoS Biol* 11(7): e1001605. doi:10.1371/journal.pbio.1001605.
- VENGEROV, P. D. (2017): Effect of rise in spring air temperature on the arrival dates and reproductive success of the Song Thrush, *Turdus philomelos* (C.L. Brehm, 1831) in the forest–steppe of the Russian Plain. *Russian Journal of Ecology* 2017: 48: 178-184.
- VIRKKALA, R. & RAJASÄRKKÄ, A. (2011): Climate change affects populations of northern birds in boreal protected areas. *Biology Letters* 7: 395-398.
- VIRKKALA, R. & LEHIKONEN, A. (2017): Birds on the move in the face of climate change: High species turnover in northern Europe. *Ecology and Evolution*. 2017;7: 8201–8209. <https://doi.org/10.1002/ece3.3328>
- VIRKKALA, R., HEIKKINEN, R. K., FRONZEK, S. & LEIKOLA, L. (2013): Climate change, northern birds of conservation concern and matching the hotspots of habitat suitability with the reserve network. *PLoS ONE* 8(5): e63376. doi:10.1371/journal.pone.0063376.
- VIRKKALA, R., RAJASÄRKKÄ, A., HEIKKINEN, R. K., KUUSELA, S., LEIKOLA, N. & PÖYRY, J. (2018): Birds in boreal protected areas shift northwards in the warming climate but show different rates of population decline. *Biological Conservation* 226: 271-279.
- VIRKKALA, R., HEIKKINEN, R. K., KUUSELA, S., LEIKOLA, N. & PÖYRY, J. (2019): Significance of Protected Area Network in Preserving Biodiversity in a Changing Northern European Climate. In: LEAL FILHO, W. et al. (eds.), *Handbook of Climate Change and Biodiversity, Climate Change Management*, https://doi.org/10.1007/978-3-319-98681-4_23.
- VISSER, M. E. & BOTH, C. (2005): Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proc. R. Soc. B* 272: 2561–2569.
- VISSER, M. E., TE MARVELDE, L. & LOF, M. E. (2012): Adaptive phenological mismatches of birds and their food in a warming world. *J Ornithol* 153 Suppl 1: 75-84.
- VOHLAND, K., BADECK, F., BÖHNING-GAESE, K., HANSPACH, J., KLOTZ, S., KÜHN, I., LAUBE, I., SCHWAGER, M., TRAUTMANN, S. & CRAMER, W. (2011): Schutzgebiete im Klimawandel – Risiken für Schutzgüter. *Natur und Landschaft* 86: 204-213.
- WAHL, J., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T. & SUDFELDT, C. (2011): *Vögel in Deutschland – 2011*. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- WAHL, J., DRÖSCHMEISTER, R., GERLACH, B., GRÜNEBERG, C., LANGGEMACH, T., TRAUTMANN, S. & SUDFELDT, C. (2015): *Vögel in Deutschland – 2014*. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

- WALKER, R. H., ROBINSON, R. A., BARIMORE, C. J., BLACKBURN, J. R., BARBER, L. J., CLARK, J. A., CLEWLEY, G. D., DE PALACIO, D. X., GRANTHAM, M. J., GRIFFIN, B. M., HODKINSON, D. J., KEW, A. J., MOSS, D., SCHÄFER, S. & LEECH, D. I. (2017): Bird ringing and nest recording in Britain and Ireland in 2016. *Ring-ing & Migration* 32: 111-155.
- WALTHER, G.-R., POST, E., CONVEY, P., MENZEL, A., PARMESANK, C., BEEBEE, T. J. C., FROMENTIN, J.-M., HOEGH-GULDBERGLI, O. & BAIRLEIN, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.
- WANG, J., MA, Z. B., ZENG, Z. L., YANG, X. W., HUANG, Y., & LIU, J. H. (2017). The role of wildlife (wild birds) in the global transmission of antimicrobial resistance genes. *Zoological Research* 38: 55–80.
- WHEATLEY, C. J. (2018): Biodiversity under climate change: biogeography, prospects and conservation opportunities. PhD thesis, University of York.
- WHITEHOUSE, M.J., HARRISON, N.M., MACKENZIE, J., HINSLEY, S.A. (2013): Preferred Habitat of Breeding Birds May Be Compromised by Climate Change: Unexpected Effects of an Exceptionally Cold, Wet Spring. *PLoS ONE* 8(9): e75536. doi:10.1371/journal.pone.0075536.
- WILSON, A. M., HENDERSON, A. C. B. & FULLER, R. J. (2002): Status of the nightingale *Luscinia megarhynchos* in Britain at the end of the 20th century with particular reference to climate change. *Bird Study* 49: 193-204.
- WINGFIELD, J. C., PÉREZ, J. H., KRAUSE, J. S., WORD, K. R., GONZÁLEZ-GÓMEZ, P. L., LISOVSKI, S. & CHMURA, H. E. (2017): How birds cope physiologically and behaviourally with extreme climatic events. *Phil. Trans. R. Soc. B* 372: 20160140.
- WINK, M., DIETZEN, C. & GIESSING, B. (2005): Die Vögel des Rheinlandes. Atlas zur Brut- und Wintervogel-verbreitung 1990-2000. Beiträge zur Avifauna Nordrhein-Westfalens, Bd. 36, 419 S., Dossenheim (Romneya).
- WIX, N. & REICH, M. (2018): Die Nutzung von Blühstreifen durch Vögel während der Brutzeit. In: Wix, N., RODE, M. & REICH, M. (Eds.), *Umwelt und Raum 9, Blühstreifen - Biodiversität und produktionsinte-grierte Kompensation*, pp.115-148. Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Han-nover, Hannover.
- WORMWORTH, J. & SEKERCIOGLU, C. H. (2011): *Winged Sentinels – Birds and climate change*. Cambridge University Press. Cambridge. 262 S.
- WORTHINGTON-HILL, J., & CONWAY, G. (2017): Tawny Owl *Strix aluco* response to call-broadcasting and implications for survey design. *Bird study* 64: 205-210.
- WWF (2008): Factsheet - Effects of climate change on arctic migratory birds.
<http://worldwildlife.org/publications/effect-of-climate-changes-on-arctic-migratory-birds-fact-sheet>,
aufgerufen am 4.12.2013.
- ZAMORA-VILCHIS I., WILLIAMS S.E. & JOHNSON C.N. (2012) Environmental Temperature Affects Prevalence of Blood Parasites of Birds on an Elevation Gradient: Implications for Disease in a Warming Climate. *PLoS ONE* 7(6): e39208. doi:10.1371/journal.pone.0039208.

- ZÚÑIGA, D., GAGER, Y., KOKKO, H., FUDICKAR, A. M., SCHMIDT, A., NAEF-DAENZER, B., WIKELSKI, M., & PARTECKE, J. (2017): Migration confers winter survival benefits in a partially migratory songbird. *eLife* 2017;6:e28123. DOI: <https://doi.org/10.7554/eLife.28123>
- ZURELL, D., GALLIEN, L., GRAHAM, C. H. & ZIMMERMANN, N. E. (2018a) Do long-distance migratory birds track their niche through seasons? *J. Biogeogr.*45: 1459-1468.
- ZURELL, D., GRAHAM, C. H., GALLIEN, L., THUILLER, W. & ZIMMERMANN, N. E. (2018b): Long-distance migratory birds threatened by multiple independent risks from global change. *Nature Climate Change* 8: 992-996.
- ZWARTS L., BIJLSMA R.G., VAN DER KAMP J. & WYMENGA E. (2009): Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV Publishing, Zeist, The Netherlands. S. 568.

9 Danksagung und Urheberrechte

Für die Mitteilung wertvoller Informationen und Funddaten zu verschiedenen Tier- bzw. Pflanzengruppen sowie für sonstige Unterstützung gilt unser herzlicher Dank Edgar Baierl, Ratingen, Klaus Böhm, Düsseldorf, Klaus-Jürgen Conze, Essen, Thomas Kordges, Essen, Dr. Ingolf Kühn, Halle, Tobias Krause, Düsseldorf, Moritz Schulze, Düsseldorf, Andras Thiel (†), Düsseldorf, Dr. Gerd W. Thörner, Düsseldorf, und Anja You, Solingen. Herzlichen Dank auch an Dr. André Aptroot, ABL Herbarium Soest/NL, für die Bereitstellung der niederländischen Flechten-Standardliste in digitaler Form. Seit Beginn des Projektes 2008 wurden die Vorentwürfe der 2017 fertiggestellten Richtlinie VDI 3957 Blatt 20 verwendet mit Genehmigung der Arbeitsgruppe „Wirkungsfeststellung an Niederen Pflanzen“ des Fachbereichs III „Umweltqualität“ der VDI/DIN-Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) – Normenausschuss (Obmann: Dr. Volker John, Bad Dürkheim). Der Autor Dr. Norbert Stapper ist Mitglied dieser Arbeitsgruppe. Besonders gedankt sei Herrn Sascha Guckes, Landau, der mit Begeisterung und vor allem sehr gutem Auge bei einigen Raupensuchaktionen mitgeholfen hat. STI-Werte zu den einzelnen Organismengruppen stellten die Herren Laurens Sparrius und Chris van Turnhout, Nijmegen NL (Flechten und Pflanzen), Chris van Swaay und Jurriën van Deijk, Wageningen NL (Schmetterlinge), Vincent Devictor, Montpellier F (Vögel), zur Verfügung, denen dafür unser herzlicher Dank gilt. Die für die Abbildungen verwendeten digitalen Kartengrundlagen sind Eigentum der Stadt Düsseldorf. Bei einer Vervielfältigung des Berichtes sind entsprechende Urheberrechtsbedingungen zu beachten. Die Rechte an allen fotografischen Abbildungen verbleiben bei den Autoren.

10 Zusammenfassung

In Deutschland und Europa war 2018 das wärmste Jahr seit Aufzeichnungsbeginn 1881. Von den zwanzig wärmsten Jahren in Deutschland seit Beginn der Aufzeichnungen lag nur ein Jahr (1934) vor den späten 1980er Jahren, zwölf lagen nach der Jahrtausendwende. Im weltweiten Maßstab traten neun der zehn wärmsten Jahre nach der Jahrtausendwende auf. Dabei war das Jahr 2018 global das viertwärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen 1880. Wärmer waren nur noch die Jahre 2015, 2016 und 2017. Es ist also eine Häufung warmer Jahre in den letzten Jahrzehnten sowohl global als auch regional und lokal zu beobachten. Diese Erwärmung bleibt nicht ohne Folgen für die belebte Umwelt. In der Landeshauptstadt Düsseldorf wird zur Untersuchung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Tier- und Pflanzenwelt ein Klimafolgenmonitoring durchgeführt. Um jährliche und jahreszeitliche Einflüsse von Witterungsschwankungen herauszufiltern und von tatsächlichen Einflüssen des Klimawandels zu unterscheiden, sind langfristige und regelmäßige Untersuchungen notwendig, so dass eine langjährige Laufzeit des Projektes vorgesehen ist. In jährlich zu wiederholenden Untersuchungen dienen Flechten, Farn- und Blütenpflanzen, Heuschrecken, Libellen, Schmetterlinge, Stechmücken und Vögel als Gruppen von Monitororganismen für die Folgen klimatischer Veränderungen. Die Auswahl der Untersuchungsflächen wurde so getroffen, dass sowohl wärmegetönte Gebiete der Rheinebene als auch kühlere Gebiete des Hügellandes berücksichtigt sind. Die Flächen sind, abgesehen von Klimaeinflüssen, möglichst wenigen weiteren Veränderungen wie z. B. Nutzungsänderungen oder Sukzessionsprozessen unterworfen. Bei Flechten sowie Farn- und Blütenpflanzen werden die Untersuchungen seit 2008 durchgeführt, für die verschiedenen Tiergruppen war 2009 das erste Jahr der regelmäßigen Untersuchungen, bis auf die Stechmücken, die erst 2018 hinzukamen. Für alle sieben Organismengruppen werden jährliche Geländeerhebungen durchgeführt und ausgewertet sowie bereits vorhandene Daten verglichen und interpretiert. Ein dem Düsseldorfer Klimafolgenmonitoring vergleichbares Projekt für den Kreis Mettmann in Kooperation zwischen der Biologischen Station Haus Bürgel Stadt Düsseldorf · Kreis Mettmann und der Unteren Natur-schutzbehörde des Kreises Mettmann wurde im Jahr 2009 begonnen. Durch die Anwendung derselben Methodik in den Projekten Düsseldorfs und des Kreises Mettmann ergibt sich eine erhöhte Zahl vergleichbarer Untersuchungsgebiete und -ergebnisse, so dass von den hieraus erwachsenden Synergieeffekten beide Projekte profitieren.

Flechten

Im Spätherbst 2018 wurden erneut epiphytische Flechten an vier über das Düsseldorfer Stadtgebiet verteilten Messstationen nach einem standardisierten Verfahren aufgenommen, das seit 2008 in enger Zusammenarbeit mit den Kolleginnen und Kollegen der Arbeitsgruppe „Wirkungsfeststellung an Niederen Pflanzen“ der Kommission Reinhaltung der Luft (KRdL) im VDI und DIN entwickelt und 2017 als VDI-Richtlinie 3957 Blatt 20 veröffentlicht wurde. Zur Kompensation von Baumverlusten wurde 2016 eine fünfte Messstation in Volmerswerth eingerichtet. Der gepaarte Vergleich der Daten von inzwischen zwölf Erhebungen einschließlich älterer Befunde seit 2003 ergibt, dass der VDI-Klimawandelindex, der definiert ist als die mittlere Anzahl von Klimawandelindikatoren pro Baum in einem Untersuchungsgebiet, statistisch hochsignifikant angestiegen ist und kontinuierlich zunimmt. Es handelt sich bei den Klimawandelindikatoren um Flechtenarten mit gemäßigt-mediteranem und submediterranean-subatlantisch-gemäßigtem Verbreitungsschwerpunkt ("südliche Arten"), die früher im Untersuchungsgebiet entweder erheblich seltener vorkamen oder wahrscheinlich gar nicht. Nirgendwo in Deutschland wurden in den letzten 15 Jah-

ren so viele Klimawandelzeigerarten pro Baum registriert, wie im Raum Düsseldorf! Als wahrscheinlichste Ursache für die dargestellten Veränderungen des Artenspektrums der Flechten werden neben verringerten Immissionen zunehmend die beobachtbaren Wirkungen des Klimawandels betrachtet, namentlich die stetig ansteigende Durchschnittstemperatur und weitere damit einhergehende Klimaveränderungen. Im Umkehrschluss kann man auch sagen, dass sich die oben genannten Biom- bzw. Klimazonen inzwischen ins Untersuchungsgebiet hinein ausgedehnt haben, weil im Raum Düsseldorf heute Flechtenarten vorkommen, die vor rund 60 Jahren eher für Südwestfrankreich typisch waren.

Farn- und Blütenpflanzen

Als Untersuchungsgebiet der Farn- und Blütenpflanzen dienen fünf wärmegetönte Flächen am Rheinufer bei Düsseldorf-Himmelgeist, Volmerswerth, Lausward, Oberkassel und Lohausen sowie fünf Flächen auf dem Gallberg im kühleren Hügelland östlich von Düsseldorf. Die Vegetation am Rheinufer ist von Wärme liebenden Arten geprägt. Der Anteil von Neophyten, die oft aus Regionen mit mediterran-subtropischem Klima stammen, zeigt einen statistisch signifikanten Aufwärtstrend seit Beginn des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf. Einige Arten, die sich aufgrund gestiegener Temperaturen in den 1980er Jahren einbürgern konnten, wie verschiedene amerikanische *Amaranthus*-Arten sind inzwischen regelmäßiger Bestandteil der Rheinufervegetation. Ein langfristiger Vergleich aktueller Daten mit historischen Aufnahmen zeigt eine deutliche Zunahme Wärme liebender Pflanzenarten und einen Anstieg der mittleren Ellenberg-schen Temperatur-Zeigerwerte am Rheinufer im Verlauf der letzten Jahrzehnte.

Die Daueruntersuchungsflächen am Gallberg sind bestanden mit Buchenwald, in dessen Krautschicht Kühlezeiger wachsen (Wald-Hainsimse, Wald-Rippenfarn), die durch eine Erwärmung des Klimas voraussichtlich zurückgehen werden. Gleichzeitig wurden einzelne Wärmezeiger, nämlich die Esskastanie und seit 2011 auch die Walnuss, in den Dauerflächen gefunden. Beide Arten werden durch die Klimaerwärmung begünstigt. Im Vergleich der Untersuchungsjahre 2009-2018 zeigten die Flächen einen leicht ansteigenden Temperaturzeigerwert. Dieser ist hauptsächlich sowohl auf eine deutliche und kontinuierliche Bestandsabnahme der Kühlezeiger Wald-Hainsimse und Wald-Rippenfarn als auch auf das Hinzutreten der Wärmezeiger Esskastanie und Walnuss zurückzuführen. Seit dem Jahr 2016 ist die Walnuss zwar wieder aus der Untersuchungsfläche verschwunden, jedoch noch reichlich in der Nachbarschaft vorhanden. Der Aufwärtstrend des mittleren quantitativen Temperaturzeigerwertes ist statistisch signifikant.

Heuschrecken

Heuschrecken sind trotz ihrer relativen Artenarmut eine klimarelevante Artengruppe. Vom Klimawandel werden voraussichtlich besonders Heuschreckengemeinschaften in Feuchtgebieten und entlang der Flusstäler betroffen sein. Als Untersuchungsgebiet wurden eine Feuchtwiese im Eller Forst sowie zwei längere (Lörick) und eine kürzere Strecke (Messegelände/Schnellenburg) am Rhein ausgewählt. Zu Beginn des Monitorings im Jahr 2009 wurden zwei thermophile (Weinhähnchen, Langflügelige Schwertschrecke) und drei hygrophile Heuschreckenarten in den Untersuchungsgebieten festgestellt. Im Jahr 2010 konnten auf der Feuchtwiese im Eller Forst erstmalig die thermophile Gemeine Sichelschrecke und die Große Goldschrecke beobachtet werden, zwei weitere potenzielle Gewinner des Klimawandels. Beide Arten konnten sich in den Jahren 2011 bis 2018 dort etablieren und weiter ausbreiten. Eine Besonderheit ist der Erstdnachweis einer etablierten Population der Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* für die Stadt Düsseldorf im Jahr 2017. Dieser stenöke Feuchtgebietsbewohner profitiert möglicherweise von dem ge-

stiegenen Grundwasser und ist vielleicht auch in Nordrhein-Westfalen in Ausbreitung begriffen. Der Gemeine Grashüpfer war seit 2011 im Bereich der Schnellenburg die dominierende Heuschrecke, gut doppelt so häufig wie in den Jahren 2009 und 2010. Offenbar hat der ubiquitäre Gemeine Grashüpfer den hygrophilen Wiesengrashüpfer und Weißrandiger Grashüpfer dort als häufigste Art ablöst. In den Transekten im Bereich Lörick hat das Mahdregime einen starken Einfluss auf die Heuschreckenfauna. Das betrifft sowohl die Artzusammensetzung als auch besonders die Häufigkeit.

Das Auftreten der Gemeinen Sichelschrecke, der Blauflügeligen Ödlandschrecke und der Großen Goldschrecke kann mittelbar als ein Effekt der Klimaveränderung gedeutet werden. Diese Arten haben seit einigen Jahren ihr Areal nach Norden ausgedehnt. Dabei diente insbesondere der Rhein als Ausbreitungsschiene. Mittlerweile werden auch weiter vom Rhein entfernte Gebiete besiedelt.

Libellen

Als Untersuchungsgebiete für die Libellen dienen der Baumberger Tümpel in der Rheinaue der Urdenbacher Kämpfe sowie zwei höher gelegene und damit kühlere Stillgewässer auf dem Westteil des Golfplatzes Hubbelrath. Im Laufe des Monitorings konnten bereits etliche besonders Wärme liebende Libellenarten in den Untersuchungsgebieten festgestellt werden. Dazu zählt das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*, das nicht nur am relativ warmen Baumberger Tümpel vorkommt, sondern auch auf dem relativ kühlen Golfplatzgelände bei Hubbelrath im Jahr 2009 zum ersten Mal nachgewiesen wurde, und dort auch in etlichen Folgejahren wiedergefunden werden konnte. Weitere besonders Wärme liebende Arten, die im Laufe des Monitorings am Baumberger Tümpel bereits gefunden wurden, sind die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*, die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*, die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* und die Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii*. Diese Arten haben ihren Verbreitungsschwerpunkt im Mittelmeerraum und verlagern ihre Arealgrenze, begünstigt vom Klimawandel, in jüngerer Zeit in Richtung Norden. Im Untersuchungsjahr 2018 konnte erstmals die Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* am Baumberger Tümpel beobachtet werden. Weitere thermophile Arten, wie die Kleine Königslibelle *Anax parthenope* und die Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum*, wurden zwar noch nicht in den Untersuchungsgebieten gefunden, kommen aber bereits an anderen Stellen in Düsseldorf und Umgebung vor. Zusammen mit den Erhebungen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann zeigen die Erhebungen eine insgesamt ansteigende Zahl thermophiler Libellenarten in den Untersuchungsgebieten.

Schmetterlinge

Die Tag- und Nachfalterfauna wurde auch 2018 wieder in zwei Gebieten in Düsseldorf untersucht: im zur Niederrheinischen Bucht gehörigen Eller Forst und auf dem Golfplatz Hubbelrath im Bergischen Land. Dabei konnten im Eller Forst sieben, in Hubbelrath acht neue Schmetterlingsarten nachgewiesen werden. Den interessantesten Neufund stellte dabei der Flussauen-Waldrebenspanner *Horisme radicularia* dar, von dem im Sommer eine Raupe in Hubbelrath gefunden wurde. Diese Art breitet sich seit einigen Jahren nordwärts aus und war zuletzt bis Köln gekommen, so dass der Neufund in Düsseldorf also den bisher nördlichsten bekannten Fundort in NRW markiert. Ebenfalls erwähnenswert ist der Erstfund des Südlichen Zwergspanners *Idaea rusticata* im Eller Forst, der allerdings zu erwarten war nachdem die Art im Zuge ihrer nordwärts gerichteten Ausbreitung in den letzten Jahren Düsseldorf erreicht hatte.

Unter den Neufunden waren auch Arten, die offenbar von dem trockenwarmen Rekordsommer profitiert haben und in weitaus größeren Individuenzahlen auftauchten als sonst. Hier sei vor allem das in beiden Gebieten erstmalig gefundene Große Eichenkarmin *Catocala sponsa* erwähnt, bei dem unklar ist, ob es

sich dabei um Arealerweiterungen gehandelt hat oder die Art vorher nur unter der Nachweisschwelle lag. Auch die zumindest zeitweise Besiedlung des Gebietes in Hubbelrath durch die xerothermophile Bleiche Graseule *Mythimna pallens* und der dortige Ersthinweis des aus dem Süden sich nordwärts ausbreitenden Dreifleck-Pappelspanners *Stegania trimaculata* dürften eine Folge des Hitzesommers sein. Wie schon in den Vorjahren gab es auch 2018 in der Literatur wieder einige Meldungen zu höchstwahrscheinlich klimabedingten Arealerweiterungen wärmeliebender Spezies in NRW. Daneben gab es diesmal aber auch einige sehr ungewöhnliche phänologische Daten, die wohl eine Folge des langen und heißen Sommers waren. Hier sei vor allem der späte und als zweite Generation zu deutende Nachweis des normalerweise immer monovoltinen Großen Schillerfalters *Apatura iris* bei Hilden am 13.10.2018 erwähnt.

Stechmücken

Im Jahr 2018 wurden erstmals Stechmücken beim Klimafolgenmonitoring untersucht. Während bei allen anderen untersuchten Organismengruppen eine Vielfalt im Artenspektrum hauptsächlich positiv bewertet wird, zielen die Untersuchungen der Stechmücken darauf ab, beim Nachweis bestimmter Arten Gegenmaßnahmen einzuleiten. Im Fokus lagen die erst seit wenigen Jahren in Deutschland nachgewiesenen Arten Asiatische Buschmücke *Aedes japonicus* und Asiatische Tigermücke *Aedes albopictus*. Dementsprechend wurden auch die Standorte der Mückenfallen gewählt und an aus der Literatur bekannten Einfallswegen oder Brutplätzen platziert. Die Standorte Golfplatz Lausward und Nordfriedhof befinden sich mit dem Rheinhafen und dem Großmarkt in unmittelbarer Nähe zu Flächen mit Umschlag von Gütern aus dem Fernverkehr. Der Friedhof Stoffeln bietet mit den vielen aufgestellten Blumenvasen permanent Brutplätze. Insgesamt wurden acht Arten nachgewiesen. Darunter hauptsächlich der Artkomplex der Gemeinen Stechmücke *Culex pipiens / torrentium*. Die beiden neu eingewanderten *Aedes* Arten konnten 2018 nicht nachgewiesen werden.

Vögel

Die Vogelwelt verändert sich global und regional sehr deutlich. Auch die Avifauna von Düsseldorf verändert sich. Dies wird an den beobachteten Veränderungen der Brutvogelbestände des Gerresheimer Waldfriedhofs und des Himmelgeister Rheinbogens mit ihren unterschiedlichen Lebensräumen deutlich. Unter den aktuell noch vorhandenen Brutvögeln zeigen viele Arten wie z. B. Buchfink, Buntspecht, Grünspecht, Heckenbraunelle, Hohltaube, Mäusebussard, Mittelspecht, Mönchsgrasmücke, Nilgans, Rabenkrähe, Schwarzmilan, Sommergoldhähnchen, Waldkauz, Zaunkönig und Zilpzalp einen signifikant positiven Trend. Auch einige ehemalige Brutvögel, z. B. Goldammer und Waldohreule, konnten in 2018 wieder als Brutvogel oder zumindest als Randsiedler festgestellt werden. Andere Arten nahmen signifikant in ihren Beständen ab oder verschwanden als Brutvögel aus den Untersuchungsgebieten. Im Untersuchungszeitraum 1998-2018 verschwanden so in den beiden Untersuchungsgebieten 32 bzw. 28 % der Brutvogelarten! Dies ist neben der Beeinflussung durch verschiedene lokale Faktoren auch das Ergebnis der sich verändernden klimatischen Bedingungen. Zu den Klimagewinnern zählen Arten wie Halsbandsittich, Grünspecht, Nilgans und Schwarzkehlchen. Zu den Klimaverlierern gehören u.a. Kiebitz, Schwarzspecht, Feldschwirl, Gartengrasmücke, Gelbspötter, Klappergrasmücke, Fitis und Sommergoldhähnchen. Bei vielen Brutvögeln der Untersuchungsgebiete spielen aber lokale Faktoren wie Änderungen der Landnutzung und die Intensivierung der Landwirtschaft mit der damit einhergehenden Veränderung, Schaffung bzw. Zerstörung von geeigneten Bruthabitaten und Nahrungsgrundlagen die größte Rolle. Hier wären

zum Beispiel Feldlerche, Bluthänfling, Dorngrasmücke, Wiesenschafstelze, Feldsperling, Grauschnäpper und Kiebitz zu nennen. Folglich sind trotz oder gerade wegen des Klimawandels verstärkte Anstrengungen im Naturschutz im Allgemeinen und im Biotopschutz im Besonderen notwendig, um die Vielfalt der lokalen Vogelwelt in einer sich wandelnden Welt zu erhalten.

Fazit

Zu der Zerstörung und Verschlechterung von Lebensräumen sowie anderen klassischen Gefährdungsur-sachen tritt der Klimawandel als weitere mögliche Ursache für den Rückgang vieler Tier- und Pflanzenar-ten hinzu. Bei den Flechten sowie den Farn- und Blütenpflanzen zeigen sich bereits starke, statistisch signifikante Trends, aber auch bei den Heuschrecken und Libellen zeigen sich schon deutliche Änderun-gen im Artenspektrum, die auf den Klimawandel zurückgeführt werden können. Dagegen sind klimabe-dingte Bestandsänderungen bei Schmetterlingen und Vögeln in den Untersuchungsgebieten bislang noch nicht so eindeutig zu erkennen, sondern in vielen Fällen eher auf direkte Lebensraumveränderungen zurückzuführen. Der Rückgang bzw. die Ausbreitung einzelner Schmetterlings- und Vogelarten wird aber ebenfalls durch Einflüsse des Klimawandels angetrieben. Die Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen können als wissenschaftliche Grundlage zur Erarbeitung von Maßnahmen dienen, welche die Abmilde-rung der negativen Folgen des Klimawandels auf die Pflanzen- und Tierwelt einschließlich des Menschen zum Ziel haben. Dies können z. B. ein verbesserter Biotopverbund, effiziente Frischluftschneisen für die überwärmte Innenstadt und andere, allgemeine Verbesserungen der Lebensraumqualität sein.