

Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2021

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

März 2022

Ulf Schmitz, Norbert Stapper, Michael Stevens, Joachim Busch

Auftraggeber:

Kreis Mettmann
Untere Naturschutzbehörde
Holger Pieren
Goldberger Straße 30
40822 Mettmann
Tel. 02104 - 992846
holger.pieren@kreis-mettmann.de
www.kreis-mettmann.de

Projekträgerschaft:

Biologische Station Haus Bürgel
Stadt Düsseldorf • Kreis Mettmann e.V.
Elke Löpke
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	17
3	Farn- und Blütenpflanzen	48
4	Heuschrecken	70
5	Libellen	93
6	Vögel	121
7	Danksagung und Urheberrechte	179
8	Zusammenfassung	180

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, HANZELKA et al. 2019). 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 Artebene zu verzeichnen (BÁLINT et al. 2011).

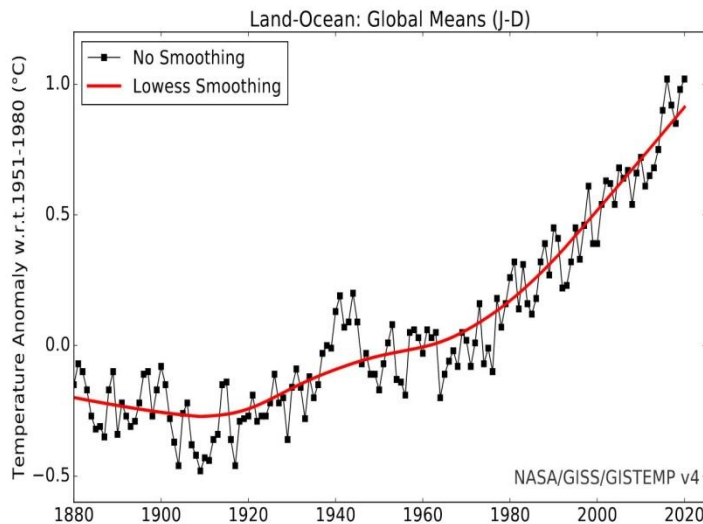


Abb. 1/1: Globaltemperatur seit 1880. Dargestellt als Abweichung von der Referenzperiode 1951-1980 (°C), Land- und Wasserflächen kombiniert. Jahresmittel ohne Glättung schwarz. Trendlinie: Dreißigjährige lokal gewichtete Streudiagrammglättung (Lowess) rot. Grafik NASA (2022).

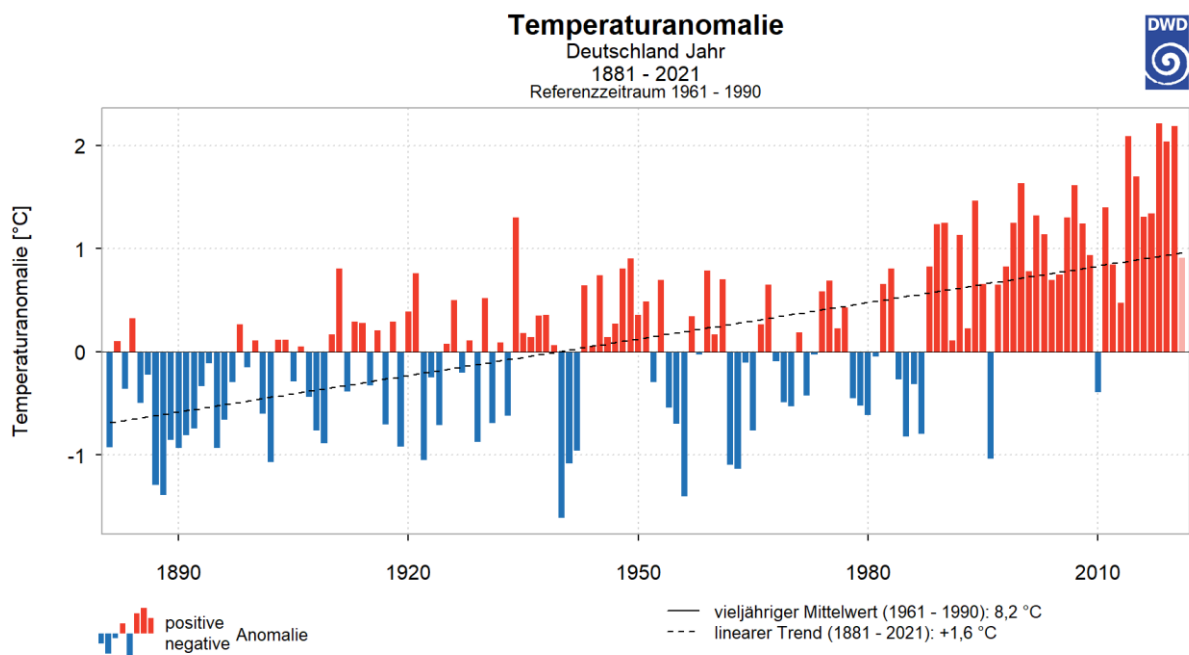


Abb. 1/2: Abweichung der Jahresmitteltemperaturen vom vieljährigen Mittel seit 1881 in Deutschland (DWD 2021).

Die weltweiten Durchschnittstemperaturen sind bereits deutlich angestiegen (Abb. 1/1). Das Jahr 2021 war aus globaler Sicht das fünftwärmste jemals gemessene Jahr. Zuvor waren das Jahr 2020 zusammen mit den Jahren 2016 und 2019 die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1880. Der langfristige Erwärmungstrend des Planeten setzt sich dabei fort. Die globale Jahresdurchschnittstemperatur lag für 2021 0,3 °C über der Temperatur der Referenzperiode 1991-2020 und 1,1-1,2 °C über dem vorindustriellen Niveau von 1850-1900. Die letzten sieben Jahre waren dabei die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen. Auch die letzte Dekade war die global wärmste seit Aufzeichnungsbeginn (WMO 2021, NASA 2021, COPERNICUS 2022).

In Deutschland war das Jahr 2021 zwar nicht von so extremer Trockenheit und sommerlicher Hitze geprägt wie die drei vorausgegangenen Jahre 2018-2020, dennoch lag die Durchschnittstemperatur im Jahr 2021 mit 9,1 °C um 0,9 Grad deutlich über dem Wert der international gültigen Referenzperiode 1961 bis 1990. Damit war 2021 das elfte zu warme Jahr in Folge (DWD 2021). Neun der zehn wärmsten Jahre in Deutschland wurden im 21. Jahrhundert beobachtet, davon die vier wärmsten Jahre in der zurückliegenden Dekade. Diese Dekade war zugleich die wärmste seit Beginn der Wetteraufzeichnungen (Abb.1/2).

Im Zeitraum 1881-2021 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 2022a, Abb. 1/3).

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).

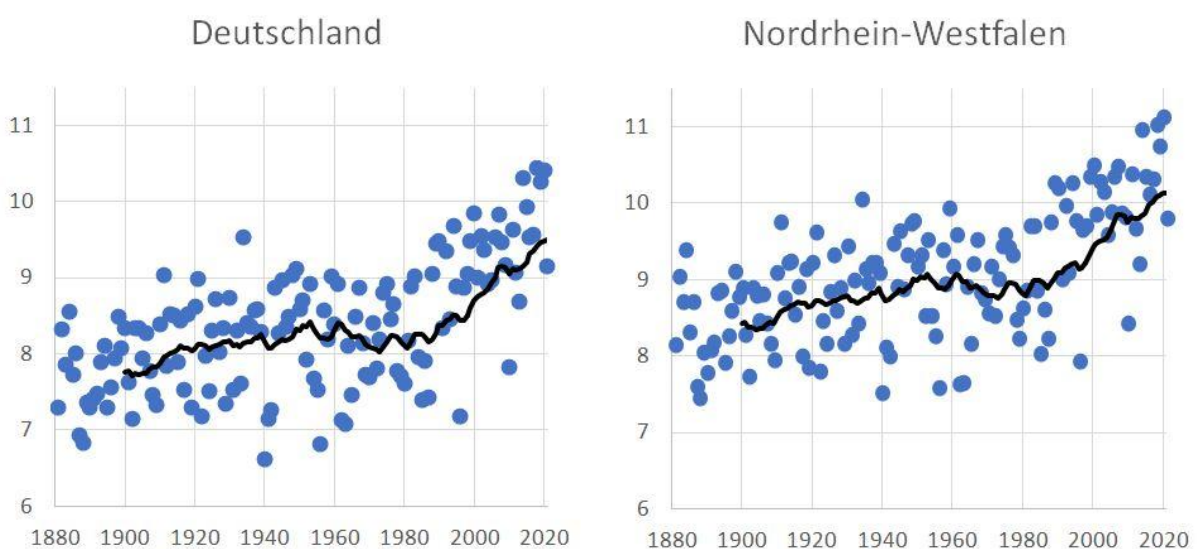


Abb. 1/3: Mittlere Jahrestemperatur [°C] in Deutschland und Nordrhein-Westfalen seit Beginn der Aufzeichnungen (1881-2021). Grafiken erstellt auf Basis von Daten des DWD (2022a), Trendlinie gleitender Durchschnitt 20 Jahre.

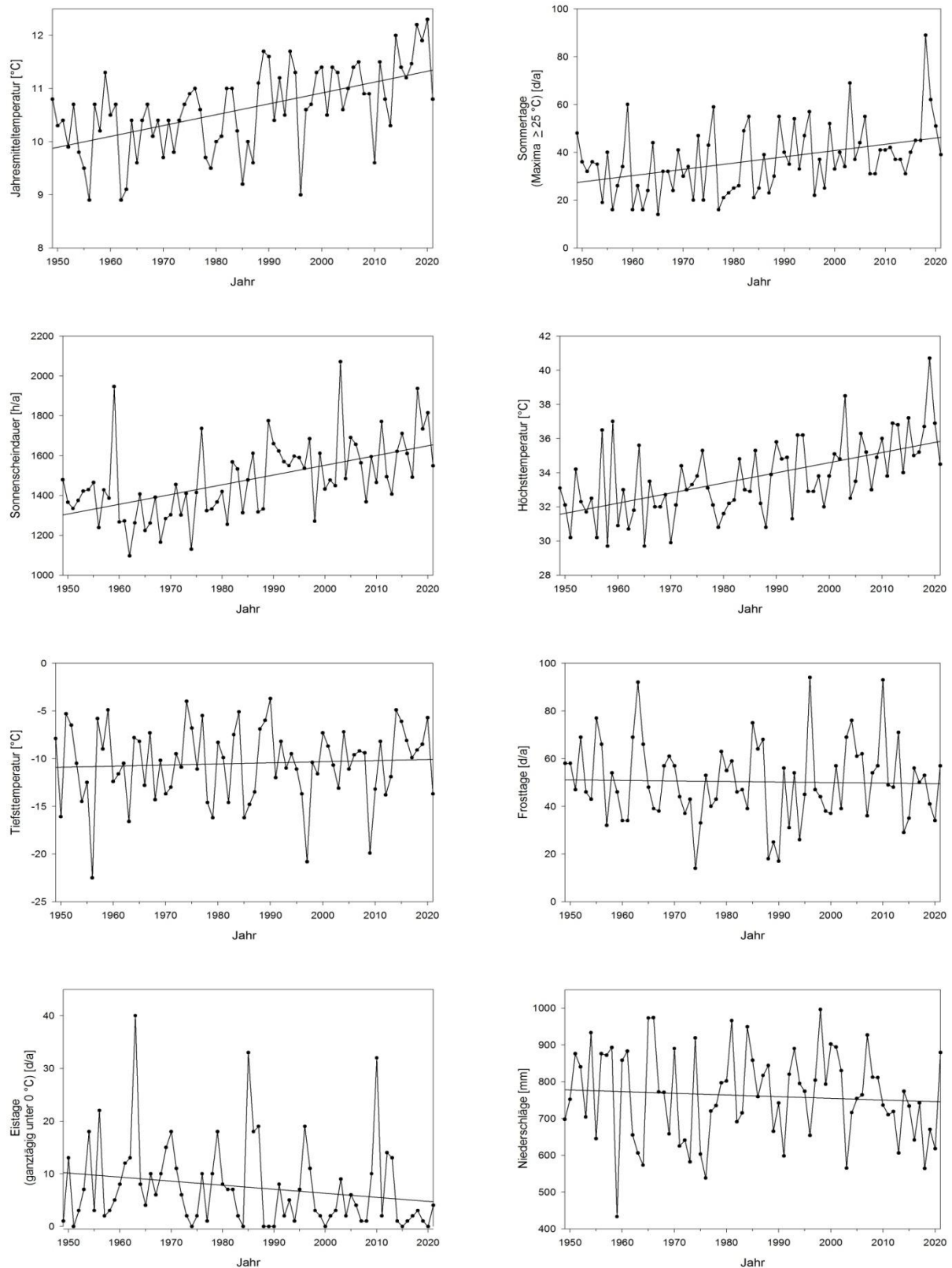


Abb. 1/4: Klimawandel in der Region: Daten des Deutschen Wetterdienstes für Düsseldorf 1949-2021: Deutlich angestiegen sind die Jahresmitteltemperatur, die Zahl der Sommertage ($\geq 25\text{ }^{\circ}\text{C}$), die Sonnenscheindauer und die Jahreshöchsttemperaturen, während die Tiefsttemperaturen und die Zahl der Frosttage sich kaum verändert haben. Deutlich abgenommen haben die Zahl der Eistage (ganztagig $< 0\text{ }^{\circ}\text{C}$) und die Niederschläge. Grafiken auf Basis von Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2022b).

Eine Erwärmung des Klimas ist auch in der Region des Kreises Mettmann deutlich zu erkennen (Abb. 1/4). Laut Daten des DWD (2022b) ist in Düsseldorf die Jahresmitteltemperatur von 1949 bis 2021 um 1,45 °C angestiegen (bezogen auf die lineare Trendlinie), und es gibt inzwischen ca. 19 Sommertage (Tage mit Temperaturen ab 25 °C) pro Jahr und über 352 Sonnenstunden pro Jahr mehr als noch zur Mitte des 20. Jahrhunderts. Auch bei den Jahreshöchsttemperaturen ist seitdem ein Anstieg um 3,7 °C zu verzeichnen. Die Jahrestiefsttemperatur und die Zahl der Frosttage haben sich im selben Zeitraum dagegen kaum geändert (Abb. 1/4, DWD 2022b). Die Zahl der Eistage (Temperaturen ganztägig <0 °C) ist allerdings deutlich gesunken. Es gibt inzwischen also deutlich wärmere Sommer in der Region, während bei den Wintertemperaturen ein Trend zu milderen Wintern zu erkennen ist. 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). Bei den Jahresniederschlägen ist in Düsseldorf eine deutliche Abnahme zu erkennen, die sich insbesondere in einer Reihe besonders trockener Jahre in jüngerer Zeit verstärkt hat (Abb. 1/4, DWD 2022b).

Die Erwärmung des Klimas wirkt sich auch auf die Länge der Vegetationsperiode aus. Während die Vegetationsperiode in Deutschland in den Jahren 1951 bis 1980 im Mittel lediglich 222 Tage dauerte, verlängerte sie sich im Durchschnitt der Jahre 1981 bis 2010 um acht Tage auf 230 Tage und im Durchschnitt der Jahre 1988 bis 2017 um zehn Tage auf 232 Tage. Dabei ist insbesondere eine Verkürzung des phänologischen Winters und eine Verlängerung des phänologischen Frühherbstes zu erkennen (UMWELTBUNDESAMT 2019).

Zur Vorhersage der möglichen 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. Aktualisierte Modellrechnungen für den

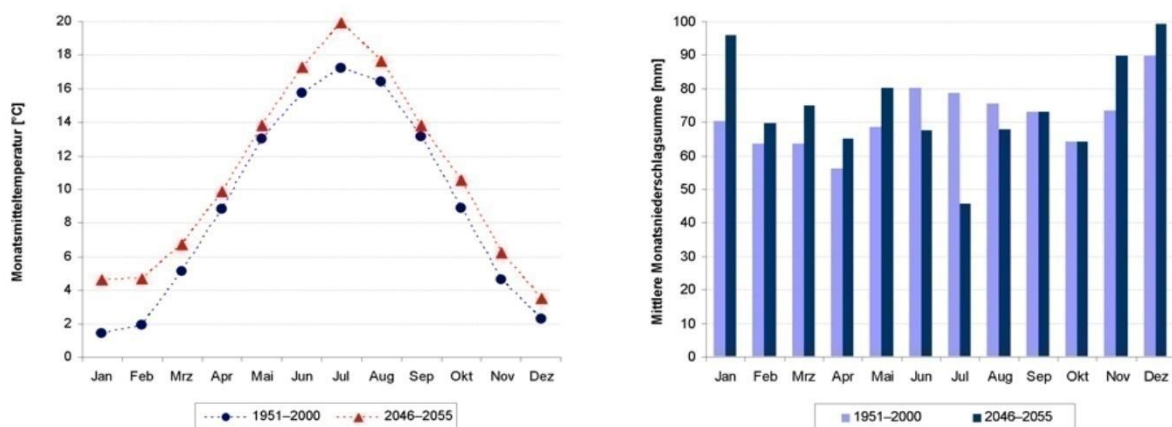


Abb. 1/5: Szenario für den Anstieg der Monatsmitteltemperaturen (links) und für die Veränderungen der Monatsniederschläge (rechts) in Nordrhein-Westfalen. Vergleich des Referenzzeitraums 1951 - 2000 mit der Szenario-Dekade 2046 - 2055 (Daten aus MUNLV 2007).

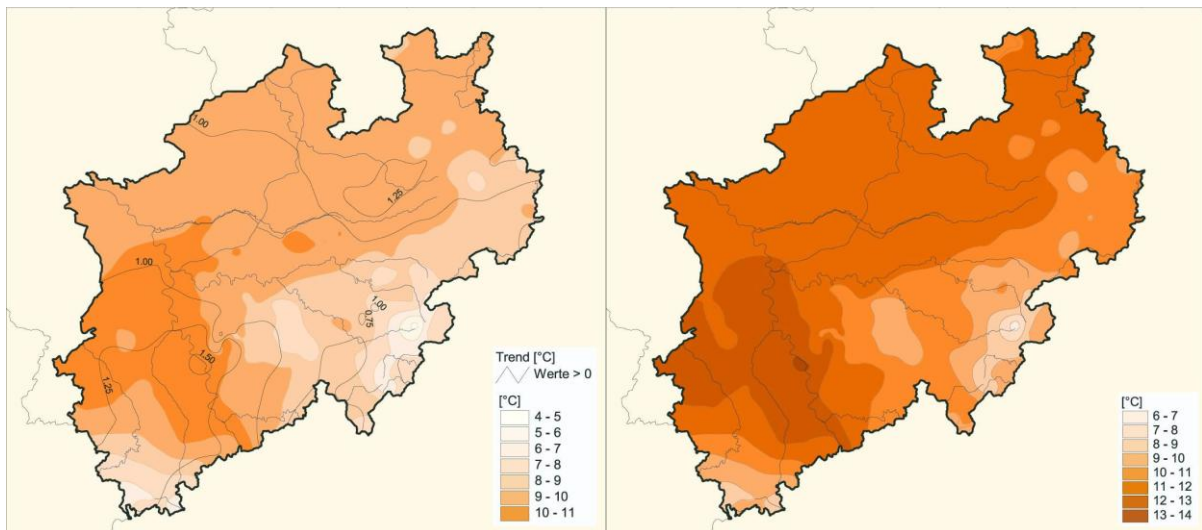


Abb. 1/6: Jahresmittel der Lufttemperatur 1951-2000 links und im Szenario 2046-2055 rechts (Daten aus MUNLV 2007).

Krei Mettmann zeigen eine ähnliche voraussichtliche Klimaentwicklung für verschiedene Szenarien (PFEIFER et al. 2021). Bei Einleitung mittelstarker Maßnahmen zum Klimaschutz wird demnach für den Zeitraum 2036-2065 ein Temperaturanstieg um 1,5 °C berechnet, für den Zeitraum 2069-2098 wird ein Temperaturanstieg von 2,0 °C berechnet (jeweils im Vergleich zur Referenzperiode 1971-2000).

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 erarbeitet (BEHRENS et al. 2009a-d).

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 Further Moor bei einem Vergleich des Referenzzeitraums 1961-1990 mit der Prognose für 2026-2055 eine Reduzierung der Zahl der jährlichen Frosttage von 47 auf ca. 20 und ein Anstieg der Zahl der jährlichen Sommertage von 29 auf 52 (feuchtes Szenario) bzw. auf 59 (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 Ab-

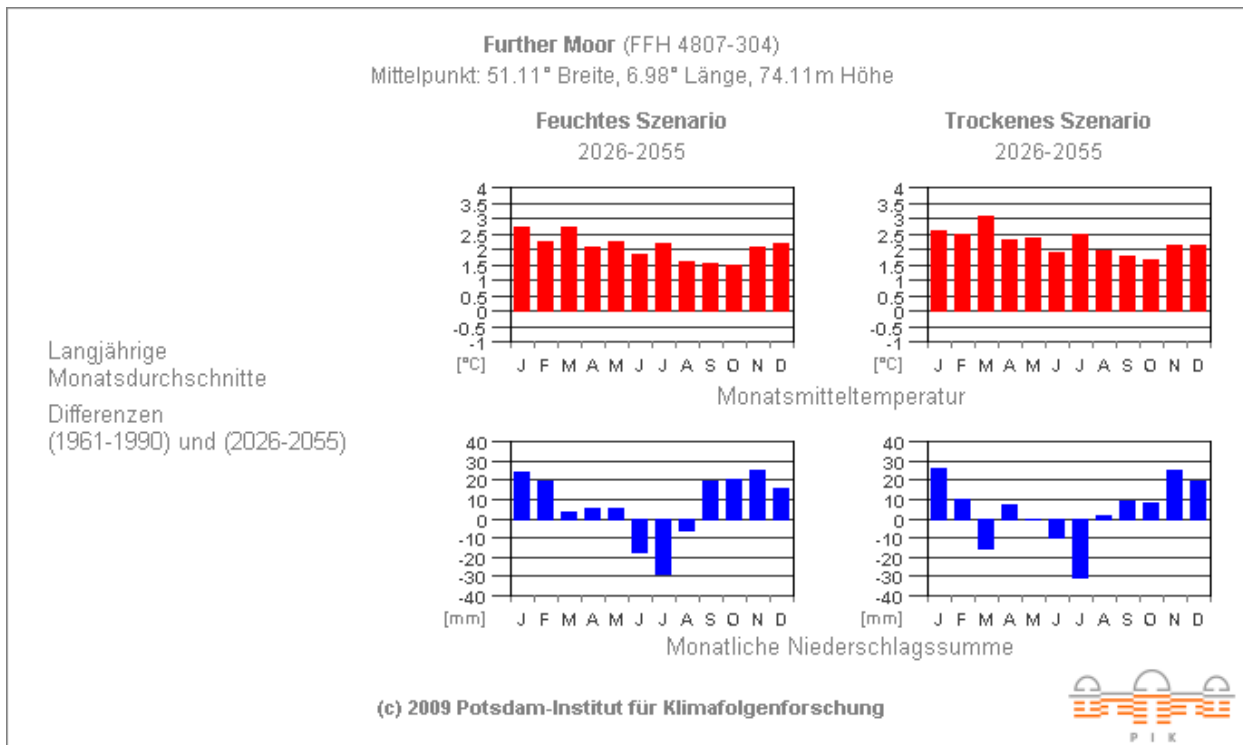


Abb. 1/7: Prognose der Klimaänderungen im Further Moor: Potsdam Institut für Klimafolgenforschung PIK (2010).

flussregime 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, 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).

Die Untere Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann startete im Jahr 2009 analog zu einem vergleichbaren Projekt in Düsseldorf (STADT DÜSSELDORF 2008, SCHMITZ et al. 2009-2022) ein Klimafolgenmonitoring. Kern dieses Projektes ist die langfristige Beobachtung von klimabedingten Veränderungen der Artzusammensetzung und von Bestandsveränderungen ausgewählter Organismengruppen.

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 Kreis Mettmann wird 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 fünf für ein Klimamonitoring besonders geeigneten Tier- und Pflanzengruppen ausgewählt:

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

Bei diesen Gruppen wurden bislang in den Jahren 2009, 2010, 2013, 2017 und 2021 in ausgewählten Untersuchungsgebieten Bestandserhebungen durchgeführt (SCHMITZ et al. 2010b, 2011b, 2014b, 2018b und vorliegender Bericht). 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 des Kreises Mettmann abzudecken, wurde nach Möglichkeit jeweils ein Teil der Untersuchungsflächen in Wärme begünstigte Tieflagen wie die Rheinaue gelegt, andere Flächen wurden in eher kühle Gebiete ins Hügelland im Osten des Kreises Mettmann gelegt. 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

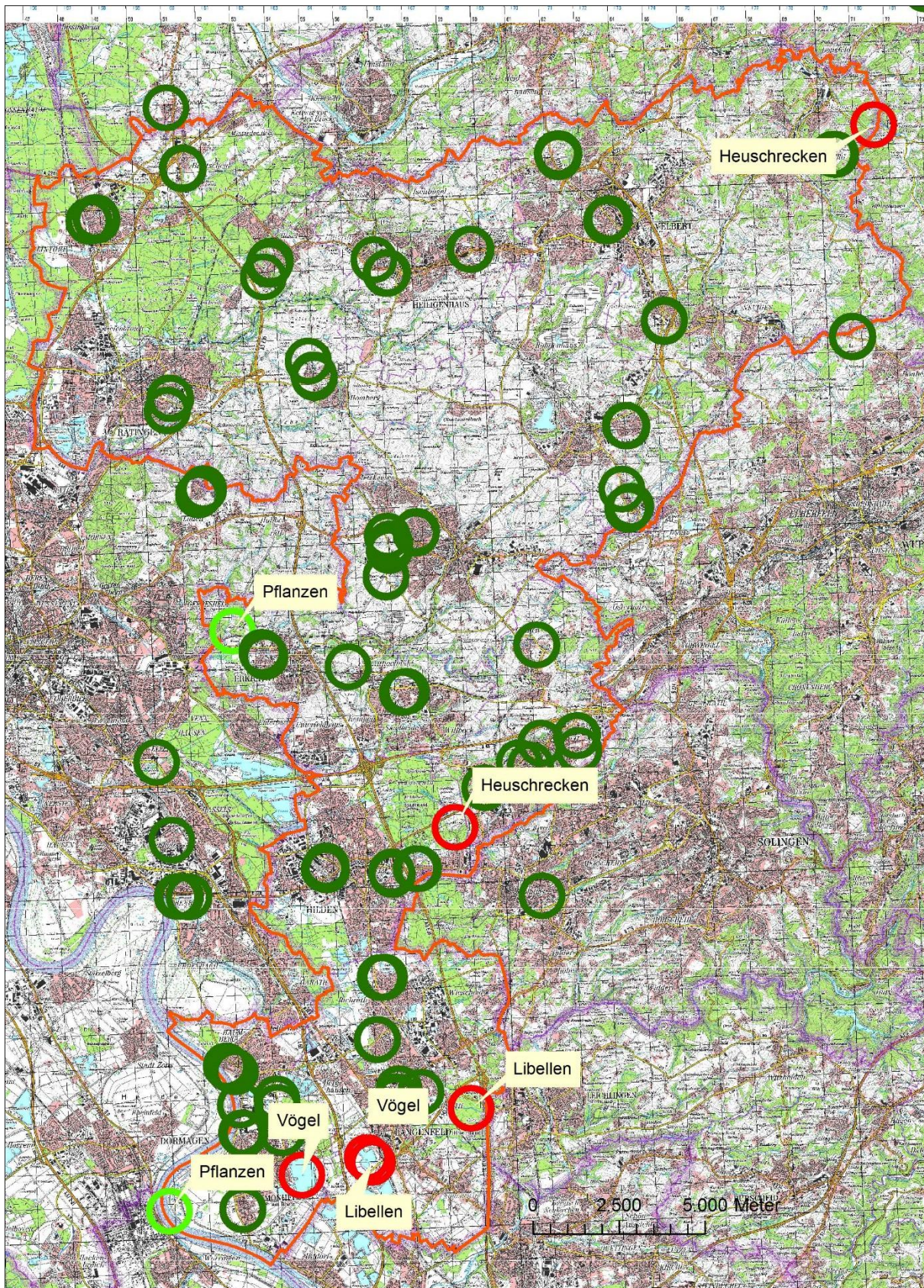


Abb. 1/8: Übersicht über die Untersuchungsgebiete des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann. Baumstandorte der Flechtenuntersuchungen dunkelgrün ohne Beschriftung, Untersuchungsgebiete für Farn- und Blütenpflanzen hellgrün, für Tiere rot, Kreisgrenze orange. Einzelheiten und genaue Abgrenzungen der Gebiete finden sich in den einzelnen Kapiteln der entsprechenden Tier- und Pflanzengruppen.

werden. Eine langjährige Durchführung des Projektes ist daher die Voraussetzung zur Lieferung profunder Untersuchungsergebnisse.

Im benachbarten Düsseldorf wurde ein dem Projekt im Kreis Mettmann vergleichbares Klimafolgenmonitoring im Jahr 2009 ins Leben gerufen, bei dem die Untersuchungen allerdings nicht in unregelmäßigem Turnus wie im Kreis Mettmann, sondern in jährlichem Abstand stattfinden (SCHMITZ et al. 2009-2022).

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.

Literatur

- 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 15.02.2018).
- 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 15.02.2018).
- 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 15.02.2018).
- 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 15.02.2018).
- 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) (2010): Das vergangene Jahrzehnt war in Deutschland das wärmste seit 120 Jahren. Klimamonitoring des Deutschen Wetterdienstes zeigt: die Erwärmung schreitet voran. http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=dwdwww_start&T99803827171196328354269gsbDocumentPath=Content%2FOeffentlichkeit%2FKU%2FKUPK%2FHomepage%2FKlimawandel%2FKlimawandel.html&_state=maximized&_windowLabel=T99803827171196328354269&lastPageLabel=dwdwww_start (aufgerufen am 26.01.2010).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2011a): 2010 war weltweit das wärmste Jahr. <http://www.dwd.de> > Klima und Umwelt ->Klimawandel (aufgerufen am 27.01.2011).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2011b): Deutschlandwetter im Jahr 2011 – Das Jahr 2011 gehört in Deutschland zu den fünf wärmsten Jahren seit 1881 <http://www.dwd.de> > Pressemitteilung vom 29.12.2011 (aufgerufen am 19.01.2012).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2012): Jahresrückblick Deutschlandwetter 2012. <http://www.dwd.de> Pressemitteilung vom 28.12.2012 (aufgerufen am 07.01.2013).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2013a): 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) (2013b): Jahresrückblick: Deutschlandwetter im Jahr 2013. 2013 fiel bei Temperatur, Niederschlag und Sonnenschein durchschnittlich aus. <http://www.dwd.de> > Pressemitteilungen 2014 > Pressemeldung vom 20.12.2013 (aufgerufen am 31.01.2014).
- DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST) (2014): Klimadaten online <http://www.dwd.de> > Klima + Umwelt > Klimadaten > Klimadaten online (aufgerufen am 27.01.2014).
- 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).
- HANZELKA, J., HORKÁ, P. & REIF, J. (2019): Spatial gradients in country-level population trends of European birds. *Diversity and Distribution* 25: 1527-1536.
- 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 (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW) (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).
- PARMESAN, C. (2006): Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 37: 637-669.
- PFEIFER, S., BATHIANY, S. & RECHID, D. (2021): Klimaausblick Landkreis Mettmann. Climate Service Center Germany (GERICS), <https://www.gerics.de/klimaausblick-landkreise> (abgerufen am 12.01.2022).
- PIK (Potsdam Institut für Klimafolgenforschung) (2010): Klimadaten und Szenarien für Schutzgebiete: Nordrhein-Westfalen, Kreis Mettmann. <http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/Mettmann.html> (aufgerufen am 29.01.2010).
- 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. 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 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 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 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.
- 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 Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt.
- 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.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2019): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2018 – 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. 234 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2020): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2019 – 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. 251 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2021): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2020 – 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. 260 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2022): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2021 – 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.

- 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).
- THOMAS, C. D., E. J. BODSWORTH, R. J. WILSON, A. D. SIMMONS, Z. G. DAVIES, M. MUSCHE & L. CONRADT (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 JAARVELD, 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., 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 (GRINDON 1859, NYLANDER 1866, HAWKSWORTH & ROSE 1970). Die Nettophotosyntheserate von Flechten folgt einer Optimumkurve, deren Verlauf unter anderem von der Beleuchtungsstärke, dem Wassergehalt des Thallus und der Umgebungstemperatur bestimmt wird. Für einheimische Flechten liegt das Optimum bei einer Thallustemperatur von bis zu +10 °C, bei tropischen Arten etwas höher und bei borealen Arten etwas niedriger (LANGE 1965). Das Temperaturoptimum hängt auch von der Art des Algenpartners ab. So sind Flechten mit *Trentepohlia*-Algen gegenüber Frost empfindlicher als z. B. solche mit *Trebouxia*-Algen (NASH et al. 1987). Folglich sind, zusätzlich zu den Wirkungen durch Immissionen auf Flechten, auch Wirkungen durch den globalen Klimawandel und die damit einhergehende Erwärmung, z. B. in Deutschland um 1,5 Kelvin seit 1880 (DWD 2021; siehe auch Kapitel 1), zu erwarten. Mit Blick auf das niedrige Temperaturoptimum der Flechten (LANGE 1965) ist die Entwicklung der mittleren Wintertemperaturen besonders bedeutend. Erstmals nachgewiesen wurde eine Klimawirkung auf Flechten Ende der 1990er-Jahre in den Niederlanden (VAN HERK et al. 2002, APTROOT et al. 2021).

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. Um den Zustand bzw. klimatisch bedingte zeitliche Veränderungen der Natur zu dokumentieren, werden im Rahmen des 2008 aufgelegten Klimawandelfolgenmonitorings (kurz "Klimafolgenmonitoring") der Landeshauptstadt Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2009) jährlich epiphytische Flechten unter standardisierten Bedingungen aufgenommen. Ein entsprechendes Programm wurde 2009 im Kreis Mettmann begonnen und dokumentiert epiphytische Flechtenvorkommen in ein- bis vierjährigem Abstand (SCHMITZ et al. 2010). Die Ergebnisse beider Projekte, für die auch Daten früherer Studien (FRANZEN et al. 2002, STAPPER & KRICKE 2004), an denen der Autor beteiligt war, mitgenutzt werden, sind von Beginn an in die Entwicklung der ersten Kartierungsrichtlinie zur Erfassung lokaler Wirkungen des Klimawandels auf Flechten eingeflossen, die inzwischen als VDI 3957 Blatt 20 erschienen ist (VDI 2017). Kern dieser Richtlinie sind 45 epiphytisch vorkommende Flechtenarten (Tab. 2/1), die aufgrund ihrer bisherigen Verbreitung in Europa, nämlich gemäßigt-mediterran oder subatlantisch-mediterran-gemäßigt (APTROOT et al. 2004, APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2021) sowie aufgrund ihrer ökologischen Zeigerwerte (WIRTH 2010) als "Klimawandelzeiger" eingesetzt werden. Um eventuelle Interferenzen durch düngende Luftschadstoffe zu reduzieren, wurden nährstofftolerante Arten ausgeschlossen. Als Messwert zur Beurteilung der Wirkungen lokaler Klimaveränderungen wird der Klimawandelzeiger-Index (KWI) ermittelt, der der mittleren Anzahl der Klimawandelzeiger pro untersuchtem Trägerbaum zu einem bestimmten Zeitpunkt im Untersuchungsgebiet entspricht. Zusätzlich zu diesen "VDI-Klimawandelzeigern" (kurz: VDI-KWZ) werden im Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann auch noch andere, aufgrund

ihrer Arealangaben in der niederländischen Flechtenstandardliste (APTROOT & SPARRIUS 2009, BLWG 2021) als Klimawandelindikator geeignete Flechten (kurz: NL-SL-KWZ) verwendet. Die seit 2000 im Westen von Nordrhein-Westfalen bzw. im Stadtgebiet von Düsseldorf bereits nachgewiesenen und als Klimawandelzeiger geeigneten Baumflechten sind in Tab. 2/1 aufgeführt. Gemäß aktueller Roter Liste und Artenverzeichnis der Flechten von Nordrhein-Westfalen (BÜLTMANN et al. 2011) gelten davon die meisten als mehr oder minder stark gefährdet, einige fehlen auf der Liste, von denen aber als Ergebnis des Klimawandelfolgenmonitorings in Düsseldorf und dem Kreis Mettmann z. B. *Flavopunctelia flaventior* und *Hypotrachyna afrorevoluta* schon seit 2003 belegt sind, während *Physcia clementei*, *Physciella chloantha* und, im Herbst 2021 in Düsseldorf, *Catillaria fungoides* erst kürzlich neu hinzugekommen sind.

Eine weitere Möglichkeit, Wirkungen des anhaltenden Temperaturanstiegs während der letzten Jahrzehnte auf die Flechtenbiota zu untersuchen, bieten die 2018 veröffentlichten STI-Werte (Species-Temperature-Index) von Höheren Pflanzen, Moosen und Flechten (SPARRIUS et al. 2018). Der STI- oder Temperaturwert einer Flechte ist die Mittelwerttemperatur dieser Art in ihrem Verbreitungsgebiet in Europa und im Unterschied zu Zeigerwerten keine Ordinalzahl. Abgesehen von im Projekt überwiegend selten vorkommenden Arten liegen für die meisten Flechtenarten STI-Werte vor.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Erhebung von 2021 vorgestellt, die sich an einen inzwischen umfangreichen, unter Einbeziehung der Daten der immissionsbezogenen Nordrhein-Westfalen-weiten Epiphytenkartierung von 2001 (FRANZEN et al. 2002) bis 2001 zurückreichenden Datensatz anfügen. Dabei wird sowohl auf die zeitliche Veränderung der Häufigkeit der Klimawandelzeiger eingegangen als auch auf mögliche Wirkungen verschiedener Standortfaktoren auf die Artendiversität der epiphytischen Flechten insgesamt. Ein Teil der bisherigen Ergebnisse wurde inzwischen veröffentlicht (z. B. STAPPER 2012a, STAPPER et al. 2011, STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018, APTROOT et al. 2021).

Methode

Untersuchungsgebiet und Auswahl der Trägerbäume. Das Untersuchungsgebiet ist der Kreis Mettmann. Es wurde zu Beginn der Studie im Spätherbst 2009 in vier Zonen aufgeteilt und darin 151 Bäume (überwiegend Ahorne, Eschen oder Linden) ausgewählt, die bis auf wenige Ausnahmen innerhalb der Grenzen des Kreises Mettmann stehen und hinsichtlich Art, Wuchsform und Wuchsbedingungen so weit als möglich den Auswahlkriterien VDI-Richtlinien 3957 Blatt 13 und Blatt 20 (VDI 2005, 2017) und EN 16413 (2014) genügen ("Standardbäume"), und auf Flechtenbewuchs hin untersucht. Von diesen Bäumen waren 38 bereits 2001 untersucht worden (FRANZEN et al. 2002). Bis auf einen zwischenzeitlich gerodeten Baum wurden alle im Spätherbst 2010 erneut untersucht. Davon wurden im Herbst 2013 noch 144 als geeignet befunden. Im Herbst 2017 standen davon noch 105 Bäume zur Verfügung, weil viele durch Fällungen, Beschädigungen infolge von z. B. Baumaßnahmen, durch hinaufwachsende Kletterpflanzen oder Beschattung durch danebenstehenden Gehölze aufgegeben werden mussten. Auch aufgrund von Schäden an den Flechtenvorkommen, die sehr wahrscheinlich auf starke Habitatänderungen zurückzuführen sind, mussten Bäume aus dem Programm genommen werden. Für die jüngste Untersuchung im Herbst 2021 waren für gepaarte Datenanalysen für den Zeitraum 2001 bis 2021 noch 23 der ursprünglich 38 Bäume vorhanden, und für 2009 bis 2021 standen noch 97 von anfänglich 151 Bäumen zur Verfügung.

Durch die Zunahme weiterer Standardbäume liegen für ungepaarte Untersuchungen für die Untersuchungsjahre 2001, 2009, 2010, 2013, 2017 bzw. 2021 Daten vor von 73, 151, 150, 144, 165 bzw. 169

Bäumen. Diese Bäume befinden sich in dem von den neun Messtischblättern 4606, 4607, 4608, 4609, 4707, 4708, 4807, 4808 und 4907 überdeckten Gebiet. Der Kartenschnitt der Messtischblätter wurde 2017 anstelle der früheren "Zonen" als Messgitter für statistische und kartografische Zwecke gewählt. Die relevanten Daten aller Bäume, wie Baumart und Standortkoordinaten, sind, ebenso wie alle Flechtenfunde auf den Bäumen und die Charakteristika der Flechtenarten in einer Microsoft-ACCESS-Datenbank hinterlegt. Zu Vergleichszwecken werden sowohl die Flechtendaten ausgewählter Bäume des Düsseldorfer Klimafolgenmonitorings herangezogen als auch Daten von jeweils 20 Linden entlang einer Alle ("Holzweg") westlich von Dormagen (unveröffentlichte Originaldaten), die 2017 und 2021 auf Flechten untersucht wurden. Zu jeder Tabelle oder Grafik wird immer die jeweilige Datengrundlage angegeben.

Aufnahme und Ansprache der Flechtenarten. Bei der immissionsbezogenen Kartierung von Nordrhein-Westfalen 2000 bis 2002 (FRANZEN et al. 2002; angegeben wird nachfolgend immer der Mittelpunkt 2001) waren das Spektrum aller am Baumstamm zwischen 50 und 210 cm Höhe vorkommenden Flechten- und Moosarten und zusätzlich auch die Frequenzwerte aller Arten mit Zählrahmen gemäß VDI 3957 Blatt 13 (VDI 2005) bestimmt worden. Ab 2009 wurde auf diese aufwändige quantitative Aufnahme der Flechtenarten mit Zählgittern (Frequenz- und Deckungsgrad) verzichtet, weil zu Beginn des Klimafolgenmonitorings die meisten Klimawandelindikatoren überwiegend als Einzelexemplare vorkamen und die mit Gittern erfasste Stammfläche der Trägerbäume dann zu klein ist für eine weitere Differenzierung der Häufigkeiten dieser Arten. Stattdessen wurde die Deckung der einzelnen Arten in vier Häufigkeitsklassen geschätzt:

H1: einzelnes, (kleines) Lager der Art am Baum, weniger als 0,5 % Deckungsgrad (bezogen auf Stammumfang mal begutachtete Höhe).

H2: 2-5 separate Lager großer Blatflechten, oder weniger als 5 % Deckungsgrad.

H3: 5-10 Lager großer Blatflechten wie *Parmelia* spp., oder Deckungsgrad der Art ab 5 %.

H4: mehr als 10 Vorkommen großer Exemplare von Blatflechten (*Parmelia* spec. etc.) am Baum bzw. Deckungsgrad der Art ab ca. 25 %.

Um einen gleichbleibenden Erfassungsgrad zu erreichen, wurde jeder Baum in Unkenntnis der Ergebnisse der Vorjahre nach dem Fund der jeweils letzten Flechtenart immer noch für weitere zwei Minuten auf bis dahin nicht registrierte Arten abgesehen.

Die Flechten wurden anhand morphologischer und chemischer Merkmale angesprochen. Die Nomenklatur folgt der soeben aktualisierten Checkliste der Flechten, lichenicolen und flechtenähnlichen Pilze Deutschlands (PRINTZEN et al. 2021), wodurch abermals viele Flechtenarten neue Namen tragen. Unter der Bezeichnung "*Candelariella reflexa*" werden hier weitere Arten der Gattung zusammengefasst, die im Gelände nicht verlässlich zu unterscheiden sind, darunter *C. efflorescens* HARRIS & BUCK. und *C. xanthostigmoides* (MÜLL. ARG.) R.W. ROGERS. Die sehr kleinen Blatflechten *Candelaria concolor* und *C. pacifica* (WESTBERG & ARUP 2011) wurden bis 2017 als "*C. concolor* im weitesten Sinne" zusammengefasst, was für den Gegenstand der vorliegenden Untersuchung allerdings unerheblich ist. Beide Arten kommen im Kreis Mettmann vor (STAPPER 2012b), wobei *C. pacifica* deutlich seltener ist. 2017 wurde erstmals versucht, sie getrennt aufzunehmen, was jedoch dadurch erschwert wird, dass beide Arten am gleichen Baum vorkommen können und im Fall ausgedehnter Rasen kaum verlässlich zu trennen sind. 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 hellen Rhizinen imponiert. Relevant für die Berechnung des Klimawandelzeiger-Index ist die Unterscheidung von *Hypotrachyna revoluta* (Abb.



Abb. 2/1: *Hypotrachyna revoluta* (links) und *Hypotrachyna afrorevoluta* (rechts). Das Foto von *H. revoluta* wurde im März 2017 in Erkrath aufgenommen, die Flechte entnommen und nach gründlicher Untersuchung als Beleg F17-1489 archiviert. Typisch für die Art sind die mehligten Sorale an den heruntergebogenen Enden der Lagerlappen. Im Gegensatz dazu entstehen die Sorale bei *H. afrorevoluta* überwiegend abseits der Lappenenden durch Faltenbildung auf der Thallusoberfläche. Die unterschiedliche Färbung der Flechten beruht zum Teil auf dem unterschiedlichen Feuchtegrad. Die unterschiedliche Bildschärfe beruht darauf, dass *H. revoluta* "konventionell" mit einem Lupenobjektiv aufgenommen wurde, während für das Bild von *H. afrorevoluta* im Labor eine Fokusserie von 25 Bildern angefertigt und elektronisch zusammengefügt wurde. Kalibrierbalken: 2 mm. Fotos: Norbert Stapper.

2/1) und der zuerst aus Kenia beschriebenen *H. afrorevoluta*. In den Niederlanden gesammelte Belege beider Arten erwiesen sich molekulargenetisch als identisch (APTROOT, mündlich). In Deutschland (PRINTZEN et al. 2021) und in Großbritannien (NEWBERRY 2021) werden sie unterschieden, doch diese Unterscheidung gilt gemeinhin als kompliziert. Im Kreis Mettmann werden seit Beginn des Projektes 2009, um nur die am leichtesten erkennbaren Merkmale zu nennen, Vorkommen mit feinkörnigen Soralen an den Lobenenden als *H. revoluta* angesprochen, während *H. afrorevoluta* durch grobkörnige Sorale gekennzeichnet ist, die überwiegend abseits der Lobenenden durch Faltenbildung auf der Lobenoberfläche entstehen. 2001 wurden die beiden Klimawandelzeiger noch nicht unterschieden. An 33 von 1815 Bäumen wurden damals landesweit zumeist nur Einzelvorkommen von *H. revoluta* "im weiteren Sinne" registriert, an den Bäumen im Kreisgebiet nur ein einzelnes Vorkommen. Im Mittel sind seit 2009 als *H. afrorevoluta* angesprochene Vorkommen sechsmal so häufig wie *H. revoluta* (Tab. 2/2), und nur in überzeugenden Fällen wurden gleichzeitige Vorkommen beider Arten an einem Baum als solche notiert, um den Klimawandelzeiger-Index im Zweifelsfall eher gering zu halten.

In diesem Zusammenhang zu nennen sind auch *Bacidina neosquamulosa* (Abb. 2/2) und *Halecania viridescens* (Abb. 2/2), die nur in überzeugenden Fällen als solche notiert und somit möglicherweise in allen Durchläufen unterbestimmt wurden.

Weitere potenzielle Verwechslungskandidaten sind *Lecanora chlarotera* und *L. hybocarpa*, die durchaus gemeinsam am gleichen Substrat vorkommen können. *L. hybocarpa* besiedelt in den Niederlanden vornehmlich Buchen ("Beukenschotelkorst"), in Deutschland auch Bergahorn, und gilt hier als sehr seltene und möglicherweise auch übersehene Art. Der eventuelle Fehler bei der Bestimmung des Klimawandelzeigerindex infolge einer Fehlansprache wäre aufgrund der wenigen *L. chlarotera*-Funde im Projekt allerdings vernachlässigbar. Hinsichtlich weiterer Verwechslungsmöglichkeiten einander ähnlicher Flechten und der Beschränkung auf das Gattungsniveau bei *Usnea*-Bartflechten (bisher untersuchte Belege enthielten *U. dasopoga* und *U. hirta*) wird auf die Ausführungen in den früheren Berichten verwiesen.

Datenauswertung. Der seit 2001 stetig gewachsene Datensatz mit inzwischen über 11.500 Beobachtungseinträgen ermöglicht räumliche und zeitliche Vergleiche gepaarter und ungepaarter Daten. Es wur-



Abb. 2/2: *Bacidina neosquamulosa* (links) und *Halecania viridescens* (rechts). Charakteristisch für *B. neosquamulosa* sind kleine Schüppchen, die wie "Fingerspitzen" aus dem Lager ragen. *H. viridescens* erkennt man (am leichtesten bei etwas feuchter Witterung) an den kleinen, grünen und oft zusammenfließenden Soralen (Pfeilspitze). Das gelbe Material gehört zu *Candelaria*- und *Candelariella*-Arten. Linkes Bild lange Kante ca. 25 mm, Kalibrierbalken im rechten Bild 1 mm. Fotos: Norbert Stapper.

den bevorzugt die Entwicklungen an den seit 2001 oder 2009 kontinuierlich untersuchten Bäumen analysiert. Anhand der STI-Werte (Species-Temperature-Index, SPARRIUS et al. 2018) wurde für jeden Baumstandort unter Berücksichtigung aller Flechtenarten, für die STI-Werte vorliegen, der mittlere STI-Wert berechnet. Die Berechnung erfolgte sowohl qualitativ, also nur anhand des Vorkommens oder Nicht-Vorkommens der Arten, als auch gewichtet anhand ihres jeweiligen Anteils an der Deckungssumme aller Arten, für die STI-Werte vorliegen. Dazu wurden die Häufigkeitsklassen H1, H2, H3 und H4 in die prozentuale Deckungsgrade 0,5%, 3 % 7 % und 20% überführt. Für statistische Analysen wurden die Programme Statistica Version 12 (STATSOFT 2014) und PAST Version 4.08 (HAMMER et al. 2001) verwendet.

Ergebnisse

Veränderung des Flechtenartenspektrums seit 2001. Die Gesamtzahl der Flechtenarten, die an allen im Projekt Klimawandelfolgenmonitoring Kreis Mettmann seit 2001 untersuchten Bäumen registriert wurde, beläuft sich auf 91 Taxa. Zur Dokumentation von Umweltwirkungen ist allerdings weniger die schiere Anzahl der Flechtenarten bedeutend, die zudem stark vom Zufall mitbestimmt wird, als vielmehr die Veränderung der Häufigkeit spezifischer Indikatorarten an den Trägerbäumen im Verlauf der Zeit. Deshalb werden in dieser Studie überwiegend die Stichproben aus 23 bzw. 97 Bäumen herangezogen, die seit 2001 bzw. 2009 zu jedem Zeitpunkt auf Flechtenbewuchs hin untersucht wurden und gepaarte Datenanalysen ermöglichen. Wie Abb. 2/3 zeigt, ist die anhand der Stichprobe aus 97 Bäumen erfasste Gesamtzahl unterschiedlicher Flechtenarten von 59 Arten 2009 und 2010 auf zuletzt 67 Arten angestiegen. Diese Veränderung entspricht weitgehend den Beobachtungen an 110 Bäumen innerhalb des gleichen Zeitraums im Düsseldorfer Klimawandelfolgenmonitoring (SCHMITZ et al. 2022), deren zeitlich enger getaktete Daten in Abb. 2/3 zum Vergleich ebenfalls dargestellt sind. Im Gegensatz zu den früheren Untersuchungen wurden 2021 insbesondere auf den Südseiten vieler Baumstämme geschädigte oder sogar abgestorbene Flechten beobachtet, was dem im Düsseldorfer Klimafolgenmonitoring seit 2018 dokumentierten Schadbild entspricht (SCHMITZ et al. 2019 und nachfolgende Berichte).

Mit der Stichprobe aus 97 Bäumen wurden bisher 82 Taxa erfasst, deren Indikatoreigenschaften und Häufigkeiten an den Bäumen für den Zeitraum 2009 bis 2021 in Tab. 2/2 zusammengefasst sind. Häufigkeit ist hier definiert als der prozentuale Anteil der Bäume mit mindestens einem Vorkommen der jeweili-

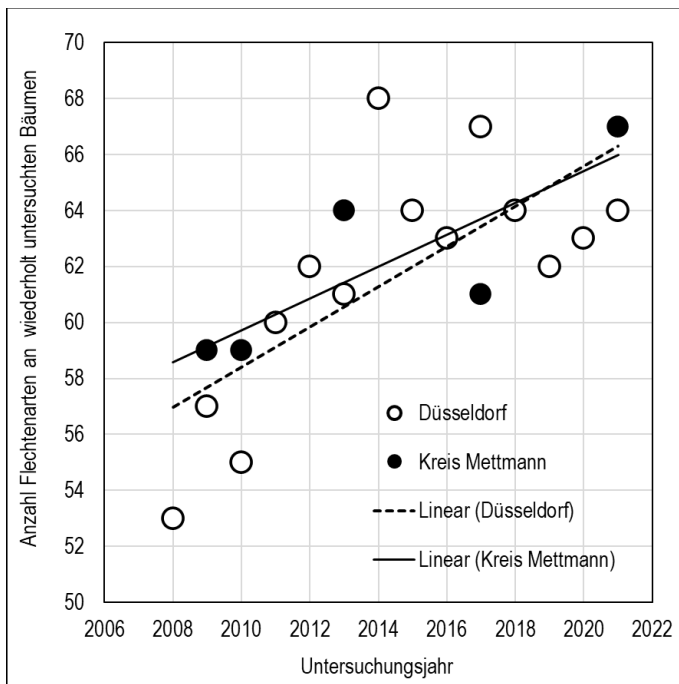


Abb. 2/3: Zeitliche Veränderung der Gesamtzahl der Flechtenarten wiederholt untersuchten Bäumen. Datengrundlage: Gesamtzahl der Flechtenvorkommen an 97 Bäumen im Kreis Mettmann und 110 Bäumen im Stadtgebiet von Düsseldorf, die seit 2008 bzw. 2009 zu jeder geplanten Erhebung auf Flechtenbewuchs hin untersucht wurden. Lineare Datenanpassung. Bei polynomischer Datenanpassung ergibt sich für Düsseldorf ein leichter Rückgang der Werte seit 2018 (siehe SCHMITZ et al. 2022).

gen Art zum jeweiligen Untersuchungszeitpunkt. Als Sortierungskriterium wurde die jährliche Veränderung der Häufigkeit verwendet.

Insgesamt sechs und damit gut ein Drittel der 17 Arten, die zwischen 2009 und 2021 mit mindestens +0,5 % pro Jahr den stärksten Anstieg ihrer Häufigkeit an den Stationsbäumen aufweisen, sind Klimawandelzeiger (KWZ) einer der beiden Kategorien. Die größte mittlere jährliche Zunahme ihrer Häufigkeit weisen die NL-SL-Klimawandelzeiger *Hyperphyscia adglutinata* (+3,6 %/a) und *Physconia grisea* (3,3 %/a) auf, gefolgt von den VDI-KWZ *Punctelia borrieri* (Abb. 2/4; +2,9 %/a) und *Punctelia subrudecta* (Abb. 2/4) sowie *Hypotrachyna afrorevoluta*. Der Klimawandelzeiger *P. subrudecta* rückt damit 2021 auf den gleichen Rangplatz 2 wie die seit Jahren häufigsten Arten *Parmelia sulcata* (Abb. 2/5) und *Physcia tenella*. Nur die sehr eutrophierungstolerante *Phaeophys-*

cia orbicularis wurde 2021 an noch mehr Bäumen registriert. Von den insgesamt 19 Klimawandelzeigern beider Kategorien weisen nur *Parmotrema perlatum* (Abb. 2/6; 2021 auf Rang 20; -0,3 %/a) und die drei im Projekt sehr seltenen Flechten *Melanelia laciniatula* (Abb. 2/6), *Parmotrema reticulatum* (Abb. 2/6) und *Phaeophyscia endophoenicea* eine sehr geringe Häufigkeitsabnahme auf. Unter den überwiegend häufigeren Flechtenarten mit mehr als 0,5 %/a Häufigkeitsabnahme befindet sich kein Klimawandelzeiger. Nahezu alle Azidophyten, also an saure Substrate angepasste Arten mit R-Zahl unter 4, weisen abnehmende Häufigkeiten auf. Am stärksten rückläufig sind *Evernia prunastri* (Abb. 2/7; 2021 auf Rang 14; -2,6 %/a) und *Hypogymnia physodes* (Abb. 2/7; Rang 21; -2,2 %/a), und *Lecanora conizaeoides* (Abb. 2/8) und *Placynthiella icmalea* wurden zuletzt 2010 im Projekt registriert. Abb. 2/9 fasst diese zeitliche Entwicklung zusammen: Während die Häufigkeit nitrophytischer Flechten auf nahezu gleichbleibendem Niveau verharrt, werden azidophytische Flechtenarten statistisch signifikant seltener an den Bäumen nachgewiesen (alle Werte bis einschließlich 2013 sind kleiner als die von 2021; $p < 0,001$; Paarvergleich mittels Wilcoxon-Test), während Flechtenarten insgesamt und VDI- und NL-SL-Klimawandelzeiger seit 2009 kontinuierlich häufiger werden. Die kräftige Zunahme der Klimawandelzeiger führt auch zum Anstieg ihres relativen Anteils am Flechtenartenspektrum der Trägerbäume. Tab. 2/3 fasst diese Veränderungen zusammen und weist für jede Gruppe und beide Stichproben die zeitlich zurückliegenden Werte aus, die mindestens auf dem Niveau $p < 0,05$ niedriger sind als der Wert von 2021. Die zeitlichen Veränderungen der VDI- und der NL-SL-Klimawandelzeiger sind in den Abbildungen 2/10 und 2/11 auch in Form von Box-Whisker-Grafiken dargestellt.

Anstieg der mittleren Flechten-Temperatur (STI) zwischen 2001 und 2021. Mit den STI-Werten (Species-Temperature-Index) der Flechten (SPARRIUS et al. 2018), die der mittleren Temperatur jeder Art in ihrem Verbreitungsgebiet in Europa entsprechen, bietet sich eine weitere Möglichkeit, Wirkungen des den



Abb. 2/4: Die drei im Rheinland vorkommenden *Punctelia*-Arten. Im Gegensatz zu den üblichen Darstellungen in Flechtenbestimmungsbüchern sind die hier abgebildeten Exemplare feucht und turgeszent und deshalb von etwas abweichender Farbe, aber dennoch ansprechbar. Linke Seite: *Punctelia jeckeri* (mit orangeroten *Trentepohlia*-Algen und dem Moos *Hypnum cupressiforme*), erkennbar zum einen an der bräunlich gefärbten und leicht bereiften Zone entlang der äußeren Lobenränder sowie an den Bortensoralen entlang der seitlichen inneren Lobenränder; beide Merkmale sind auch an dem ausgebleichten, bereits abgestorbenen Exemplar auf dem unteren Bild zumindest angedeutet erkennbar. Rechts oben: *Punctelia subrudecta* (mit der gelben *Candelaria pacifica* und der olivbraunen *Melanohalea elegantula*) mit sehr schmalen, dunklen Lobensaum und runden weißen Pseudocyphellen, an denen sich bald lagereinwärts die typischen Punktsorale entwickeln werden. Rechts unten: *Punctelia borrieri* (mit *Candelaria* sp. und *Orthotrichum diaphanum*), mit ausladenden Loben, die weniger als bei den anderen Arten ans Substrat angelegt und fast immer flächig bereift sind, mit bis zur Lagermitte hin großenteils länglichen Pseudocyphellen, an denen sich die Punktsorale entwickeln. Alle Bilder im gleichen Maßstab; Balkenlänge: 1 cm. Fotos: Norbert Stapper.

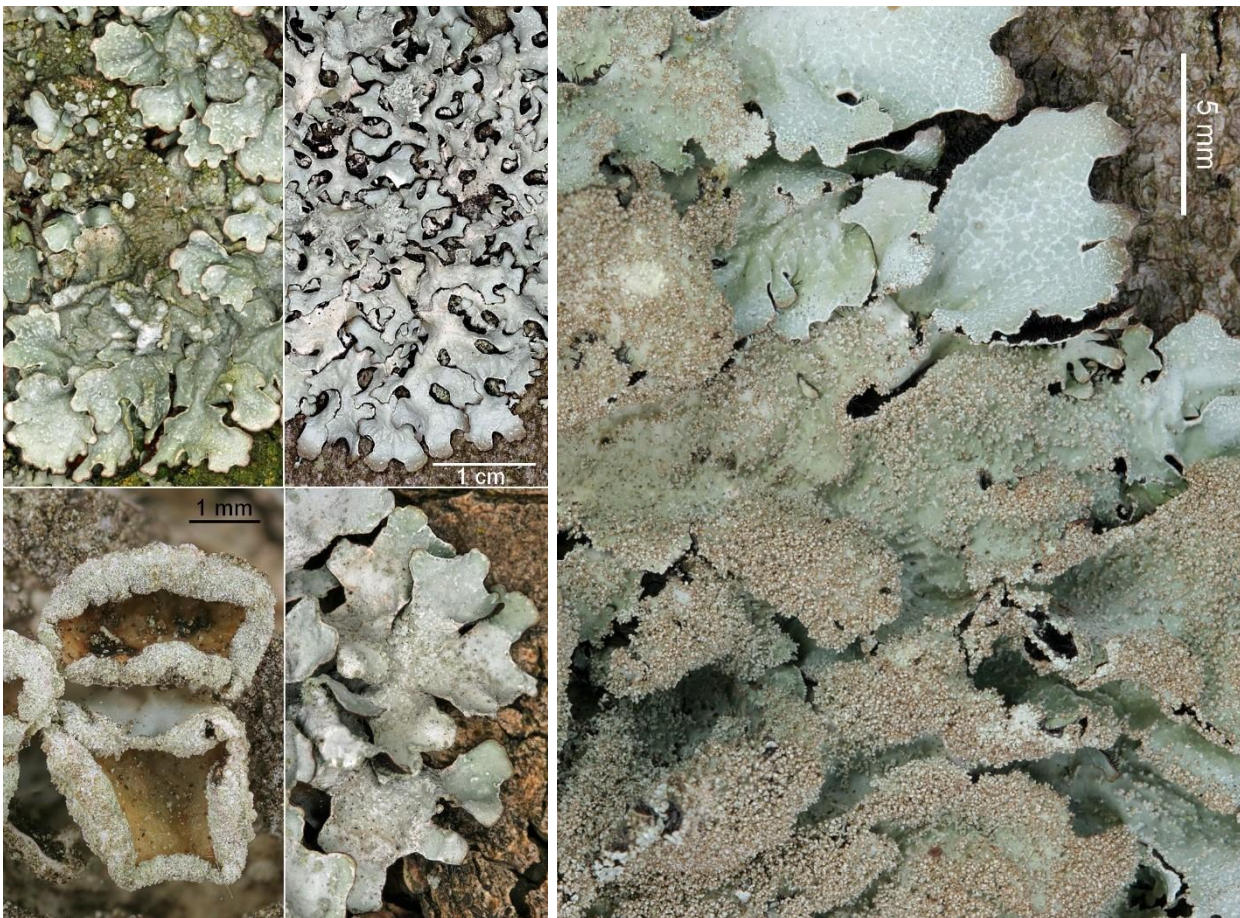


Abb. 2/5: *Parmelia sulcata* (links) und *Parmelia saxatilis* (rechts). Beide Arten gehören zu unseren großen blaugrauen Blattflechten. *P. sulcata* ist recht variabel, Apothecien beobachtet man im Kreis Mettmann selten. *P. saxatilis* ist in den Höhenlagen häufiger als im Tiefland. Beide Arten bilden auf ihrer Oberfläche weiße Netzadern aus, doch während *P. sulcata* Sorale bildet, entstehen auf *P. saxatilis* stiftförmige Isidien. Sowohl die von den Soralen abgegebenen körnigen Soredien als auch die deutlich größeren Isidien dienen der vegetativen Verbreitung der Arten. Fotos: Norbert Stapper.

Klimawandel kennzeichnenden Temperaturanstiegs während der letzten Jahrzehnte auf die Flechtenbiota zu untersuchen. In Tab. 2/2 sind unter den Indikatoreigenschaften neben den Zeigerwerten (Ordinalzahlen) auch die STI-Werte (Kardinalzahlen) der Flechtenarten aufgeführt. Klimawandelzeiger sind durch hohe STI-Werte gekennzeichnet. Die höchsten Werte weisen *Hyperphyscia adglutinata* (10,3 °C), *Flavoparmelia soredians* (10,5 °C) und *Parmotrema perlatum* (11,0 °C) auf. Noch höher ist nur der Wert von *Physcia tribacioides* (11,4 °C), die im Projekt vereinzelt an bisher nicht mehrfach untersuchten Bäumen nachgewiesen wurde. Die Zunahme der Klimawandelzeiger ist dann auch der Grund dafür, dass die STI-Werte der in Tab. 2/2 aufgeführten Flechtenarten positiv mit der jährlichen Veränderung ihrer prozentualen Häufigkeit korrelieren ($R = 0,36$; $p < 0,005$; zweiseitiger t-Test). Und die Arten mit mehr als 0,5 % jährlicher Zunahme ihrer Häufigkeit enthalten nicht nur überproportional viele KWZ, sondern ihr mittlerer STI ist um 0,48 °C höher als der entsprechende Mittelwert von Flechtenarten mit weniger als 0,5 % jährlicher Häufigkeitsveränderung, deren STI-Mittelwert wiederum 0,62 °C höher ist als der von Flechtenarten mit mehr als 0,5 % jährlicher Häufigkeitsabnahme.

In Abb. 2/12 sind Veränderung der mittleren STI-Werte im Projekt zwischen 2001 und 2021 grafisch dargestellt. Der Zeitpunkt 2001 enthält die Werte für 23 seit 2001 durchgehend untersuchte Bäume, die in der Stichprobe der 97 Bäume enthalten sind, deren Ergebnisse für den Zeitraum 2009 bis 2021 aufgetra-



Abb. 2/6: *Melanohalea laciniatula* (links feucht, rechts trocken) und *Parmotrema perlatum*. *M. laciniatula* ist im Kreis Mettmann die seltenste der (nach alter Nomenklatur) "olivbraunen Parmelien". Das im rechten Bild gezeigte Exemplar von *P. perlatum* misst rund 6 cm. *P. perlatum* wurde ab ca. 2000 im Untersuchungsgebiet schnell häufiger. Fotos: Norbert Stapper.

gen sind. Die Standardfehler der Mittelwerte (nicht gezeigt) betragen um 0,02 °C. Der Unterschied zwischen den qualitativen (=ungewichteten) und den quantitativen (anhand der relativen Deckungswerte gewichteten) STI-Mittelwerten beruht darauf, dass Arten mit höheren STI-Werten auf den Baumstämmen meist keine großen Flächen bedecken. Die mittleren qualitativen STI-Werte sind von 7,8 °C auf 8,3 °C angestiegen. Ursache dafür ist die Zunahme der durch hohe STI-Werte gekennzeichneten KWZ und die Abnahme von u.a. azidophytischen bzw. an im Projekt kühleren Standorten häufigeren Flechtenarten mit geringeren STI-Werten. Dieser zeitliche Anstieg der STI-Werte ist kontinuierlich verlaufen und statistisch hochsignifikant. Für qualitative STI-Mittelwerte gilt, dass die Werte von 2001 kleiner sind als alle späteren Werte, und dass ab 2009 alle nicht benachbarten, nachfolgenden Werte signifikant größer sind. Für die gewichteten STI-Werte gilt ebenfalls, dass die Werte von 2001 kleiner sind als alle späteren, und dass die Werte von 2009 und 2010 kleiner sind die von 2017 und 2021 ($p < \text{oder} \ll 0,05$; einfaktorische ANOVA und Tukeys post-hoc-Test).

Zusammenhang zwischen der mittleren Flechten-Temperatur (STI) und der geografischen Höhe der Baumstandorte. Das Untersuchungsgebiet Kreis Mettmann erstreckt sich vom Rheintal bis an den Nordwestrand des Süderberglands, weshalb die geografischen Höhen der Baumstandorte zwischen 40 m über NHN z. B. in Monheim am Rhein und bis zu 300 m über NHN nahe Wuppertal-Dönberg (Kreuzung Nordrather Straße und Ibacher Mühle) betragen, was einem Höhenunterschied von 260 m entspricht. In Tab. 2/4 sind zusätzlich zu den Indikatoreigenschaften aller Flechtenarten, die 2021 an 169 im Kreisgebiet untersuchten Bäumen registriert wurden, auch deren Häufigkeit (Minimum auf 5 gesetzt), sowie – verteilungsbedingt – nicht die Mittel- sondern die Medianwerte der geografischen Höhe über NHN und die mittlere Anzahl begleitender Flechtenarten aufgeführt. Die Begleitartenzahl wird hier in Anlehnung an KRICKE (2002) Umwelttoleranzwert, kurz UTW, genannt. Dieser geht auf einen Ansatz von LEBLANC & DE SLOOVER (1970) zurück und fasst das Verhalten einer Art in Bezug auf (meist urbane) Umweltwirkungen in einem Wert zusammen (STAPPER & KRICKE 2004a). Der Grundgedanke dabei ist, dass Flechtenarten, die den zumeist ungünstigen städtischen Einflussbereich meiden, einen höheren UTW aufweisen, als solche, die in artenärmeren Flechtengesellschaften den ökologischen Zwängen im städtischen Einflussbereich standhalten. Der Wert ist immer Projekt-gebunden. Die Beobachtungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Obwohl die Höhenangaben der einzelnen Arten breit streuen, sind Höhe (Median) und STI-Wert deutlich negativ korreliert (Pearson $R = -0,37$; $p < 0,02$). Arten mit hohen Flechtentemperaturen befinden sich demnach eher an niedriggelegenen Standorten.
- Flechtenarten höherer Lagen sind im Projekt eher selten vertreten, denn Höhe und Häufigkeit sind ebenfalls negativ korreliert ($R = -0,52$; $p < 0,001$). Die für Höhen- und Häufigkeitswerte verwendeten Hintergrundfärbungen der Tabellenzellen in Tab. 2/4 lassen diesen Zusammenhang bereits erahnen.
- Zwischen den STI-Werten der Flechten einerseits und ihrer Häufigkeit an den Bäumen oder der mittleren Anzahl begleitender Arten, dem Umwelttoleranzwert, andererseits besteht kein statistischer Zusammenhang (Abb. 2/13).
- Flechten mit hohen STI-Werten weisen hohe Temperatur-Zahlen auf ($p < 0,000$), aber es besteht kein Zusammenhang zwischen STI-Wert und der Nährstoff- oder der Reaktionszahl.
- Flechtenarten mit hohen Umwelttoleranzwerten kommen selten vor (Abb. 2/13) und weisen geringe R- und N-Zahlen auf (Spearman's $R_s = -0,45$ bzw. $-0,52$; p in beiden Fällen $< 0,005$). Hohe UTW sind folglich typisch für Arten mit Toleranz gegenüber Nährstoffeinträgen.
- Klimawandelzeiger beider Kategorien sind zwar überwiegend durch hohe STI-Werte gekenn-



Abb. 2/7: Zwei Arten mit geringen R-Zahlen: *Hypogymnia physodes* (links) und *Evernia prunastri*. Typisch für *Hypogymnia physodes* sind die hohlen Lagerlappen, die sich zum Ende hin öffnen und Lippensorale bilden; lange Bildkante 2,4 cm. Charakteristisch für die Strauchflechte *Evernia prunastri* ist die helle Unterseite ihrer bandförmigen Lagerabschnitte. Das hier abgebildete Exemplar ist nahe der rechten Bildkante am Stamm angewachsen und erhebt sich gut 3 cm hoch in den Raum über den anderen Flechten. Fotos: Norbert Stapper.

zeichnet, doch die Zugehörigkeit von Flechtenarten zu einer der Klimawandelzeiger-Kategorien korreliert weder mit der Höhe der Fundorte noch mit dem UTW. Grund dafür ist, dass einige KWZ vorwiegend in höheren Lagen registriert wurden (z. B. *Halecania viridescens* und *Hypotrachyna revoluta*) und, zur Vermeidung von Wechselwirkungen durch eutrophierende Luftschadstoffe, bei der Auswahl der VDI-KWZ alle Arten mit hohen Nährstoffzahlen ausgeschlossen wurden.

Kartografische Darstellung der zeitlichen Veränderung des VDI-Klimawandelzeigerindex (KWI).

Die kartografische Darstellung der zeitlichen Veränderung des KWI im Untersuchungsgebiet dient zunächst der Visualisierung des oben beschriebenen, statistisch signifikanten Anstiegs der Klimawandelzeiger. Durch die Kombination der Daten des Klimawandelfolgenmonitorings Kreis Mettmann mit denen des nur hinsichtlich der Untersuchungszeitpunkte enger getakteten Klimafolgenmonitorings von Düsseldorf (STAPPER in SCHMITZ et al. 2009 und den nachfolgenden Berichten) sowie Daten aus der NRW-weiten Epiphytenkartierung (FRANZEN et al. 2002) und Originaldaten des Autors (Messtischblatt Pulheim; 2017 und 2021), die alle mit der gleichen Methodik erhoben wurden, kann zudem erkannt werden, ob die jeweiligen räumlich und zeitlich identischen Stichproben übereinstimmen. In Tab. 2/5 sind für das von acht Messtischblättern überdeckte Gebiet des Kreises Mettmann plus Stadtgebiet Düsseldorf und Dormagen die Klimawandelzeiger-Indizes für den Zeitraum 2002 bis 2021 aufgeführt. Und die Karten in Abb. 2/14 zeigen das Raster der 1:25.000 Messtischblätter, die Position der untersuchten Bäume im eigentlichen Kreisgebiet Mettmann und im hauptsächlich nach Westen hin erweiterten Untersuchungsgebiet sowie dessen Höhenstufen. Einige Bäume aus Ratingen-Lintorf wurden dem unmittelbar benachbarten Messtischblatt (MTB) 4607 zugeschlagen, ein Baum aus dem westlichen Solingen wurde dem MTB 4807 und einige Bäume aus Haan mit denen im nahe nördlich angrenzenden MTB 4708 vereinigt. Um eventuelle Wirkungen urbaner Überwärmung auszuschließen, wurden vom Düsseldorfer Klimafolgenmonitoring nur die vorortartigen Messstationen NORD (Messegelände, D-Lohausen), VOLM (Rheindeich bei D.-Volmerswerth) und SUED (D.-Garath) berücksichtigt. Der "neue" Zeitpunkt 2002 fasst Werte von 2001 bis 2003 zusammen. Für jedes Untersuchungsjahr können nun die Daten von 144 bis 289 Bäumen genutzt und für jedes der bis zu acht MTB die mittlere Anzahl der VDI-Klimawandelzeiger pro Baum (=VDI-Klimawandelindex) für 2002, 2009, 2010, 2013, 2017 und 2021 berechnet und räumlich dargestellt werden. Diese KWI (ohne MTB-Pulheim) stimmen im Rahmen der jeweiligen Streuungen mit den in Tab. 2/3 für VDI-Klimawandelzeiger angegebenen Mittelwerten überein, ebenso weitgehend die signifikanten Unter-



Abb. 2/8: *Lecanora conizaeoides* (links) und *Polycauliona polycarpa*. *L. conizaeoides* war zur Zeit des "Sauren Regens" mancherorts die einzige noch an Bäumen vorkommende Flechte, die infolge gesunkener saurer Immissionen sehr selten und an den Bäumen im Projekt 2010 zum letzten Mal nachgewiesen worden ist. *P. polycarpa* ist eine gegenüber eutrophierenden Immissionen tolerante kleine Blattflechte, die urban überwärmte Bereiche meidet und im Projekt immer seltener wird. Fotos: Norbert Stapper.

schiede zwischen 2021 und den vorangegangenen Werten. An der Messstation im MTB Pulheim wurde 2021 mit 5,45 abermals der höchste Wert ermittelt, der sogar signifikant höher ist als der damals schon ungewöhnlich hohe Wert von 2017 (4,50; $p < 0,05$, Mann-Whitney U-Test).

Die Karten in Abb. 2/15 veranschaulichen, wie der Klimawandelindex in den zurückliegenden zwei Jahrzehnten zwischen Düsseldorf-Lohausen, Ratingen und Velbert im Norden und Düsseldorf-Garath, Dormagen und Langenfeld im Süden kontinuierlich angestiegen ist. Die Klassenbreite für die jeweilige Farbgebung der Rasterquadrate ist willkürlich auf 1,0 gesetzt, beruht also nicht auf einem statistischen Modell. Stattdessen wird für signifikante Unterschiede auf Tab. 2/5 verwiesen. Die zeitlichen Verläufe sind in allen Rasterquadraten sehr ähnlich, wobei die Werte der geografisch höher gelegenen Gebiete durchgehend geringer bleiben als in Düsseldorf. Ein direkter räumlicher Vergleich zwischen verschiedenen MTB wäre allerdings nicht richtlinienkonform, wie in der Diskussion ausgeführt wird.

Diskussion

Zur Validität der Methodik. Der Zweck der hier vorgestellten Untersuchungen besteht darin, mittels geeigneter Monitororganismen biologische Wirkungen von Klimaveränderungen zu dokumentieren. Von besonderem Interesse sind dabei Veränderungen im Zusammenhang mit dem globalen Klimawandel. Insbesondere Baumrinde besiedelnde epiphytische Flechten sind aufgrund der sehr gut kontrollierbaren Messbedingungen hervorragend geeignet, um klimatische oder immissionsbedingte Umweltwirkungen reproduzierbar räumlich und zeitlich hochauflösend zu untersuchen. Die hier gewählte Methode VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) bedient sich ausgewählter Flechtenarten, so genannter Klimawandelzeiger, die gegenwärtig ihr Areal in Deutschland nach Norden und Osten ausdehnen, die selbst in den wärmeren Gebieten vor 2000 selten oder noch unbekannt waren und die nicht durch andere Einflüsse, wie erhöhte Nährstoffeinträge, begünstigt werden. Dieses standardisierte Indikatorarten-Verfahren ist gewiss sehr einfach. Aber man gelangt damit aufgrund der Auswahlkriterien der Zeigerarten zum gleichen Ergebnis wie mit komplexeren Verfahren (VAN HERK et al. 2002), und es wird alle fünf Jahre evaluiert. Kritiker bemängeln, dass die vorindustrielle Verbreitung vieler dieser Zeigerarten unbekannt ist und dass sie deren Arealerweiterung nicht durch Belege in wissenschaftlichen Sammlungen bestätigen können (NELSEN & LUMBSCH 2020). Dem lässt sich entgegen, dass hinterlegte historische Funde schwerlich die tatsächliche räumliche Verbreitung und lokale Häufigkeit der entsprechenden Arten zu einem bestimmten Zeitpunkt repräsentieren, weil allein schon die Anzahl der Belege dafür viel zu gering ist. Der Anstieg der Flechtenartenvielfalt im Kreis Mettmann und im Rheinland allgemein ist zweifellos auch ein Ergebnis stark gesunkener Immissionen, allen voran Schwefeldioxid. Doch statt anzunehmen, dass die Zunahme der Klimawandelzeiger primär eine Folge geringerer Immissionen ist und sich allmählich nur wieder die Verhältnisse wie vor der überbordenden Luftverschmutzung in der Mitte des 20. Jahrhunderts einstellen, liegt es näher, 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. Die hier als Klimawandelzeiger verwendeten Flechten waren vor 1999 im Rheinland entweder immer schon sehr selten oder im gesamten Bundesland bis dahin gar nicht belegt (HEIBEL 1999). Die auch in den Niederlanden sehr häufig gewordene *Punctelia borreri* war vor 1980 in den Niederlanden nur zweimal belegt, nämlich 1979 für Alkmaar und 1900 für Renkum ("*ad ramulos pinorum et abietum*", Aptroot, pers. Mittlg.). HEIBEL (1999) erwähnt, dass es sich bei allen chromatografisch überprüften historischen Belegen von *Imbricaria borreri* in MSTR tatsächlich um *Punctelia subrudecta* handelt. Und

die Überprüfung von Herbarbelegen in Baden-Württemberg ergab, dass z. B. *Flavoparmelia soredians* erst vor rund 20 Jahren in das Bundesland eingewandert ist (WIRTH et al. 2013). Da *F. soredians* und *P. borreri* selbst an Bäumen in der überwärmten und verkehrsbelasteten Düsseldorfer Innenstadt überleben (SCHMITZ et al. 2009 und folgende), ist ihre Ausbreitung weniger als Ergebnis gesunkener Immissionen zu werten, sondern vielmehr, mit Blick auf ihr ursprüngliches geografisches Verbreitungsgebiet, als eine Folge veränderter klimatischer Bedingungen.

Zur Aussagekraft des Messwerts Klimawandelzeigerindex. Laut Richtlinie VDI 3957 Blatt 20 – zu ihrer Entwicklung wurden auch die Beobachtungen im Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann genutzt – wird die Häufigkeit der Klimawandelzeiger 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 Klimawandelzeiger pro Baum in einem Gebiet der eigentliche Messwert, der Klimawandelzeigerindex. Er ist wahrscheinlich sogar belastbarer für die gewünschte Aussage über klimatisch bedingte Veränderungen als der entsprechende Frequenzwert. Denn die weitere

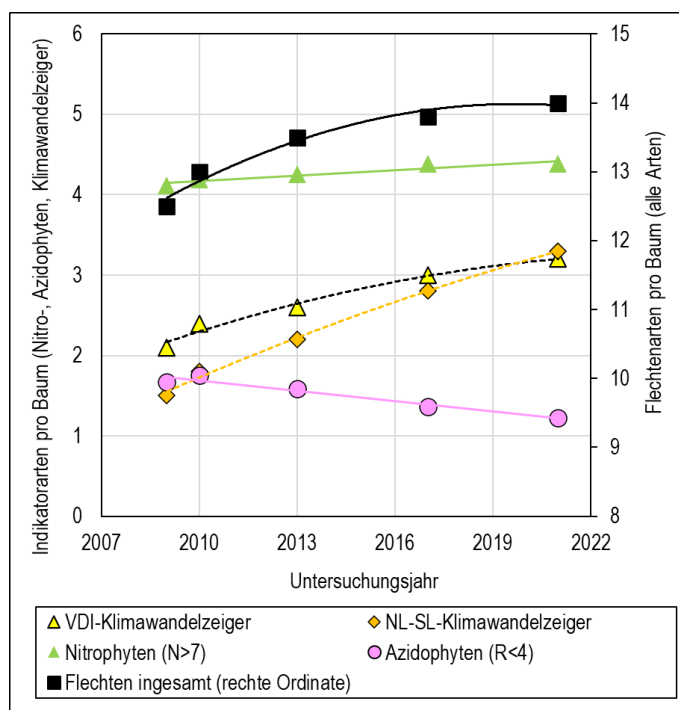


Abb. 2/9: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von Flechtenarten allgemein bzw. von bestimmten Indikatorarten im Projekt 2009 bis 2021. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 97 seit 2009 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen im Kreisgebiet Mettmann. Die Häufigkeit wird hier angegeben als die Anzahl der jeweiligen Flechtenarten pro untersuchtem Baum. Die Datenanpassungen dienen nur der visuellen Unterstützung. Die Zunahmen der Häufigkeiten von Flechtenarten allgemein und der VDI- und NL-SL-Klimawandelzeiger im Zeitraum 2009 bis 2021 sind statistisch signifikant, siehe dazu Daten in Tabelle 2/4. Auch die Abnahme der Azidophyten ist signifikant, alle Werte bis 2013 einschließlich sind kleiner als die von 2021 ($p < 0,001$; Paarvergleich mittels Wilcoxon-Test), während die geringe Zunahme der Häufigkeit der Nitrophyten statistisch nicht signifikant ist.

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 borreri* unterhalb oder in der Nachbarschaft eines älteren, großen, manchmal auch geschädigten Lagers. In diesem Fall würde die zwecks genauere Differenzierung ermittelte Frequenz der Klimawandelzeiger durch klimaunabhängige Ausbreitungsvektoren mitbestimmt. Laut Richtlinie VDI 3957 Blatt 20 soll der Messwert Klimawandelzeigerindex auch nur für Vergleiche der Flechtenbiota in Zeitreihenuntersuchungen am gleichen Standort verwendet werden, und nicht für räumliche Vergleiche, wengleich geringere Werte für höhere gelegene Teilareale eines Untersuchungsgebietes, wie beispielsweise in Abb. 2/15 zu erkennen, aufgrund der dort niedrigeren Durchschnittstemperatur auf den ersten Blick plausibel erscheinen. Dabei blendet man jedoch die dort eventuell ebenfalls veränderten Niederschlags- oder Luftfeuchtebedingungen aus, die ihrerseits auf die Flechten wirken. Auch andere Bezugs-

größen für die Klimawandelzeiger zur Quantifizierung von Klimawirkungen, wie z. B. deren Anteil an der Gesamtzahl der Flechtenarten, um auf einfachem Wege die „Standortgunst für Flechten“ in den Messwert zu inkludieren, sind nicht vorgesehen. Denn jede Flechtenart weist unterschiedliche Toleranzen gegenüber den verschiedenen Standortzwängen auf. Die über die Zeit gleichbleibende Konstanz anderer auf die Flechten einwirkender Faktoren als das Klima ist hier eine kritische Größe, die auf anderem Wege kontrolliert werden muss, z. B. mit komplexeren ökologischen Modellen.

Zur Veränderung des Artenspektrums der Flechten seit 2001. Die überwiegende Mehrheit der Flechten, deren Häufigkeit seit 2001 zugenommen hat, die auf einem größeren Anteil der untersuchten Stationsbäumen als zuvor nachgewiesen wurden, sind Klimawandelzeiger gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) oder gemäß den Verbreitungsangaben in der niederländischen Flechtenliste (BLWG 2021). Die Veränderungen sind so beträchtlich, dass der zu Beginn des Projekts 2001 in Deutschland noch als verschollen geltende Klimawandelzeiger *Punctelia borrieri* inzwischen an fast 40 % der untersuchten Bäume vorkommt, und der damit verwandte KWZ *Punctelia subrudecta* rangiert 2021 sogar gleichauf mit den seit Jahren häufigsten Arten *Parmelia sulcata* und *Physcia tenella*. Lediglich *Phaeophyscia orbicularis*, die kürzlich aufgrund ihrer ausgeprägten Toleranz gegenüber urbaner Überwärmung und großenteils eutrophierenden Verkehrsimmissionen zur Stadtpflanze des Jahres 2021 gekürt wurde (STAPPER 2021), war 2021 an noch mehr Bäumen zu finden. Hinzukommt, dass die Lager der *Punctelia*-Arten – einschließlich *P. jeckeri* – inzwischen fast immer größer sind als die ähnlich gefärbten Lager von *Parmelia sulcata*. An diesem Gesamtbild ändern auch die aktuell zu beobachtenden Schäden von Flechten an meist südexponierten Stammflanken nichts, zumal davon fast alle Flechtenarten, gleichwohl am auffallendsten Blattflechten, betroffen sind. Als eine Ursache für diese Schäden rücken die vergangenen Sommer mit ihren langen Trockenphasen ins Blickfeld. Im Gegensatz zu den Klimawandelzeigern sind an saure, zumeist auch kühlere Habitate angepasste Flechten (*Evernia prunastri*, *Hypogymnia physodes*, *Parmelia saxatilis* oder *Placynthiella icmalea*) sowie einige Arten, die zwar Nährstoffeinträge ertragen, aber nicht sonderlich tolerant sind gegenüber Trockenheit (*Polycauliona candelaria*, *P. polycarpa*, Abb. 2/7), stetig seltener geworden. Damit setzt sich insgesamt die seit 2009 zu beobachtende Entwicklung 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. Zudem liegt das Temperaturoptimum der Nettophotosynthese von Flechten so niedrig (LANGE 1965), dass die Klimawandelzeiger hauptsächlich von den wärmer gewordenen Wintern profitieren (DWD 2021). Die Rheinschiene und die Kölner Bucht sind die wärmsten Gebiete von NRW (KROPP et al. 2009), und wenn man, was allerdings, wie bereits erwähnt, nicht richtlinienkonform ist, nur auf die mittleren Temperaturen blickt, dann fügt es sich ins erwartete Bild, dass für höher gelegene Gebiete im Kreis Mettmann (Abb. 2/9) etwas niedrigere Klimawandelindizes ermittelt wurden als an den tiefer gelegenen Messpunkten in Hilden oder entlang des Rheins in Düsseldorf, Monheim oder Dormagen. Für das kühlere Münsterland oder den Niederrhein wurden ebenfalls niedrigere Werte bestimmt (STAPPER & FRANZEN-REUTER 2018). Auch an Messstationen im Saarland (JOHN 2016), in Baden-Württemberg (STAPPER & APTROOT 2019) 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 in Vorber.) lag der Klimawandelzeigerindex immer niedriger oder sogar erheblich niedriger als zur gleichen Zeit in Düsseldorf oder dem Kreis Mettmann.

Es muss allerdings auch festgestellt werden, dass das Artenspektrum der Flechten an den untersuchten Bäumen unverändert stark durch solche Arten bestimmt wird, die hohe Nährstoffeinträge tolerieren und diese für ein rasches Wachstum nutzen können (VAN HERK 1999). Sie konkurrieren an den Stämmen u. a. mit streptophytischen Algen der Gattung *Klebsormidium* (FRAHM 1999), die an verkehrsbelasteten und überwärmten Standorten vermehrt auftreten (FRANZEN et al. 2002; STAPPER & KRICKE 2004a, b), die angebotenen Nährstoffe effizient nutzen und sich viel rascher als z. B. Moose über den Stamm ausbreiten und dabei selbst größere Flechtenlager überwachsen können. Als bedeutendste Quellen eutrophierender Immissionen mit Wirkung auf die Flechten gelten der Sektor Landwirtschaft und, im urbanen Umfeld, 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; VORBECK & WINDISCH 2002). Mancherorts ist die Belastung durch Stickstoffoxide im Verkehrsraum anhand des charakteristischen Geruchs vorbeifahrender Fahrzeuge direkt wahrnehmbar, so an den Stationen in Langenfeld oder auch entlang der Berliner Straße in Mettmann, auf deren straßenbegleitenden Lindenbäumen u. a. sämtliche *Usnea*-Vorkommen zwischenzeitlich erloschen sind. Auch die in den letzten Jahren immer häufiger gewordenen Flechtenarten *Candelaria concolor*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Physconia grisea*, wie auch die kürzlich neu hinzugekommene, bislang weiter südwestlich verbreitete Flechte *Physciella chloantha* sind tolerant gegenüber eutrophierenden Luftschadstoffen. Klimawandel und Nährstoffangebot wirken auf diese Arten synergistisch.

Die mittlere Flechtentemperatur STI als Indikator für Klimawandelwirkungen. Nicht nur die mittlere Jahrestemperatur ist im Kreis Mettmann angestiegen (siehe Ausführungen in Kapitel 1), sondern auch der mittlere STI-Wert (Abb. 2/10, SPARRIUS et al. 2018). Dessen Anstieg beträgt +0,51 °C für den Zeitraum 2001 bis 2021 und liegt somit nahe am technisch gemessenen Anstieg der mittleren Temperatur (siehe dazu Kapitel 1). Obwohl diese zeitliche Entwicklung des STI die anderen Ergebnisse, wie etwa die Veränderung der Häufigkeit von Klimawandelzeigern, fast ideal bestätigt, ist dennoch etwas Vorsicht geboten. Denn im Gegensatz zu den VDI-Klimawandelzeigern werden zur Berechnung der mittleren STI-Werte alle Flechtenarten herangezogen, für die bisher STI-Werte bestimmt wurden, also auch solche von nitrophytischen Arten, die von eutrophierenden Immissionen aus z. B. der motorisierten Verkehr oder der Landwirtschaft profitieren (VAN HERK 1999, FRANZEN et al. 2002, STAPPER & KRICKE 2004b, LARSEN et al. 2007). Für die im Projekt registrierten Flechtenarten wurde kein signifikanter Zusammenhang zwischen STI-Werten oder der geografischen Höhe und den Nährstoffzahlen oder den damit eng verbundenen Reaktionszahlen gefunden. Aber grundsätzlich sind epiphytische Flechten hochgelegener Standorte vielfach nicht nur an kühle Standorte (also niedrige Temperaturzahl, niedriger STI-Wert), sondern auch eher an saure Substrate angepasste Arten (tendenziell niedrige R- und N-Zahlen), weshalb das Ergebnis durch entsprechende Habitatänderungen beeinflusst werden kann. In einer größeren Studie in Baden-Württemberg mit Daten von 232 berücksichtigten Flechtenarten (STAPPER & APTROOT 2019) reichten die Flechten-STI-Werte von 7,95 °C in der Rheinebene bei Karlsruhe (112 m über NHN) bis 6,13 °C im Hochschwarzwald (1260 m über NHN), womit sich ein STI-Gradient von -1,58 °C pro 1000 m Höhendifferenz ergibt. Der seit 2001 beobachtete Anstieg der STI-Werte im Kreis-Mettmann entspräche damit einer Höhendifferenz von 320 m. Oder anders ausgedrückt, die "flechtenklimatischen" Bedingungen von 2001 herrschen heute an 320 m höher gelegenen Standorten.

Conclusio. Es liegt nahe, ähnlich wie in den Niederlanden (VAN HERK et al. 2002), auch im Rheinland als eine wesentliche Ursache für die aktuellen Veränderungen des Artenspektrums der Flechten hin zu mehr Klimawandelindikatoren die veränderten Klimabedingungen anzunehmen. Nicht nur die "flechtenklimatischen" Bedingungen – Stichwort Flechtentemperatur STI – haben sich gegenüber 2001 auf rund 300 m höher gelegene Standorte verschoben, auch die gemäßigt-mediterrane und die submediterrane-subatlantisch-gemäßigte Biom- bzw. Klimazone konnten sich inzwischen nach Norden und Osten ins Untersuchungsgebiet hinein ausdehnen. Denn im Raum Düsseldorf und Kreis Mettmann kommen heute Flechtearten vor, die vor rund 60 Jahren noch eher für West- Südwest-Frankreich typisch waren. Dieser Befund bestätigt die vom Umweltbundesamt kürzlich publizierte Karte "klimatischer Zwillingstädte" in Europa (UBA 2021). In der vorliegenden Studie gelten die Flechten als Monitoringorganismen für die Lebensbedingungen im Untersuchungsgebiet. Es sind ähnliche Wirkungen auf andere Organismen zu unterstellen. Laut dem Datenmosaik Freiraum (BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF 2021) gehören – nach absteigendem Rang sortiert – Hilden, Düsseldorf, Langenfeld und Monheim am Rhein zu den Top Ten der am stärksten versiegelten Städte im Regierungsbezirk Düsseldorf, und es sind neben Krefeld und Düsseldorf auch die beiden viel kleineren, dem Kreis Mettmann angehörenden Städte Hilden und Monheim am Rhein, in denen über 75 % der Bevölkerung als "besonders von thermischer Belastung betroffen" gelten. Es ist mit Sicherheit davon auszugehen, dass sich die Konsequenzen urbaner Überwärmung mit Ausbildung einer Hitzeinsel (KUTTLER 1998), die längst nicht mehr nur für Großstädte typisch ist (siehe z. B. STADT LANGENFELD 2020), mit weiter steigender Durchschnittstemperatur infolge des Klimawandels weiter verschärfen werden.

Literatur

- APTROOT, A., STAPPER, N.J., KOŠUTHOVÁ, A. & KOK (CM) VAN HERK (2021): Lichens as an indicator of climate and global change. - In: Letcher, T.M. (Ed.): *Climate Change: Observed Impacts on Planet Earth*, Elsevier, 3rd edition, pp. 483–498.
- 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: BROWN, D.H., Hawksworth, D.L. & Bailey, R.H. (eds.): *Lichenology: Progress and Problems*. Academic Press, London and New York, pp. 215-247.
- BEZIRKSREGIERUNG DÜSSELDORF (2021): Datenmosaik 2021 – Freiraum. 2. Auflage Oktober 2021. Düsseldorf, 176 S. – elektronisch verfügbar als PDF beim Herausgeber www.brd.nrw.de.
- BLWG (2021): Bryologische en Lichenologische Werkgroep (BLWG): Standaardlijst van Nederlandse korstmossen. Verspreidingsatlas Korstmossen online. www.verspreidingsatlas.nl/korstmossen (zuletzt aufgerufen am 24.12.2021).
- BOMBLE, F.W. (2016): Bemerkenswerte epiphytische Moose und Flechten in Aachen und angrenzenden Gebieten. *Veröff. Bochumer Bot. Ver.* 8: 47-59.
- BOMBLE, F.W., JOUSSEN, N. & WOLGARTEN, H. (2011): Bemerkenswerte und ehemals seltene Großflechten im Aachener Stadtgebiet und der nordwestlichen Eifel. *Online-Veröff. Bochumer Bot. Ver.* 3(9): 109-126.

- 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 Pollution* 132: 469-478.
- 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.
- DWD [Deutscher Wetterdienst] (2021): Climate Data Center CDC, öffentlich zugängliche Sammlung von Wetterdaten des Deutschen Wetterdienstes. www.dwd.de/DE/klimaumwelt/cdc/cdc_node.html / (letzter Zugriff 20.01.21).
- EN 16413 (2014): Ambient air – Biomonitoring with lichens - Assessing epiphytic lichen diversity, Brüssel.
- FRAHM, J.-P. 1999: Epiphytische Massenvorkommen der fädigen Grünalge *Klebsormidium crenulatum* (KÜTZING) LOKHORST im Rheinland. *Decheniana* 152: 117-119.
- 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.
- GEODATENDIENSTE-NRW.DE (2022): WMS-Server Geodatendienste der Bezirksregierung Köln.
www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/geobasis/webdienste/geodatendienste/index.html (letzter Zugriff 25.01.22).
- GRINDON, L. H. (1859): *The Manchester flora*. London.
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.
- 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.
- JOHN V. (2016): Luftqualität und Klima im Warndt - Veränderung der Flechtenbiota in 35 Jahren. *Abhandlungen der Delattinia* 42: 5-22.
- KRICKE, R. (2002): Untersuchungen zur epiphytischen Flechtenvegetation in urbanen Gebieten, dargestellt an der Rückkehr der Flechten in das Ruhrgebiet und ausgewählter Nachbargebiete. Dissertation, FB Bio- und Geowissenschaften. Univ. Essen.
- 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.
- LANGE, O. L. (1965): Der CO₂-Gaswechsel von Flechten bei tiefen Temperaturen. *Planta* 64 (1): 1-19.
- LARSEN, R.S., BELL, J.N.B., JAMES, P.W., CHIMONIDES, P.J., RUMSEY, F.J., TREMPER, A. & O.W. PURVIS (2007): Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity. *Environmental Pollution* 146: 332-340.
- LEBLANC, F., DE SLOOVER, J. (1970): Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Canadian Journal of Botany* 48: 1485-1496.
- 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 20.01.2021).
- LORENTSSON, S., MATTSSON, J.-E. (1999): New reports of soredia dispersed by ants, *Formica cunicularia*. *Lichenologist* 31, 204-207.
- NELSEN, M.P. & LUMBSCH, H.T. (2020) : A data-driven evaluation of lichen climate change indicators in Central Europe. *Biodiversity and Conservation* 29: 3959-3971.
- NEWBERRY, F. (2021): Separating *Hypotrachyna revoluta* & *H. afrorevoluta*. British Lichen Society. URL: www.britishlichensociety.org.uk/sites/www.britishlichensociety.org.uk/files/Hypotrachyna%20afrorevoluta_0.pdf (letzter Aufruf 25.01.2022).
- NYLANDER, W. (1866): Les lichens du Jardin du Luxembourg. *Bulletin de la Société Botanique de France* 13: 364-372.
- OPENTOPOMAP.ORG (2022): <https://opentopomap.org> (25. Januar 2022).
- PRINTZEN, C., VON BRACKEL, W., BÜLTMANN, H., CEZANNE, R., DOLNIK, C., DORNES, P., ECKSTEIN, J., EICHLER, M., JOHN, V., KILLMANN, D., OTTE, V., SCHIEFELBEIN, U., SCHULTZ, M., STORDEUR, R., TEUBER, D. & THÜS, H. (2021): Überarbeitete Checkliste der Flechten, lichenicolen und flechtenähnlichen Pilze Deutschlands. Vorversion, Stand November 2021. Runterladbar von der Homepage der Bryologisch-lichenologischen Arbeitsgemeinschaft für Mitteleuropa, BLAM e.V., www.blam-bl.de (09.01.2022).
- 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. & 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., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2019): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2018 – 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. 234 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2022): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2021 – 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.
- 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.
- SPARRIUS, L. B., VAN DEN TOP, G. G. & VAN SWAAY, C. A. M. (2018): An approach to calculate a Species Temperature Index for flora based on open data. *Gorteria* 40: 73-78. Data <https://github.com/laurensparrius/species-temperature-open-data/blob/master/SpeciesSTIv2.csv> (aufgerufen am 15.02.2021). R script: <https://zenodo.org/record/1155850> (aufgerufen am 15.02.2021).
- STADT LANGENFELD (2020): Stadtklimaanalyse Langenfeld 2020. Stadtverwaltung Langenfeld, Referat Umwelt, Verkehr, Tiefbau. Langenfeld, 66 S.
- 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. (2021): *Phaeophyscia orbicularis* – Kreisförmige Schwielenflechte (Physciaceae), Stadtpflanze des Jahres 2021. - *Bochumer Bot. Ver.* 13: (in Vorb.).
- 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., FRANZEN-REUTER, I. & FRAHM, J.P. (2011): Epiphytische Flechten als Wirkungsindikatoren für Klimaveränderungen im Raum Düsseldorf. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 4/2011, 173-178.
- STAPPER, N.J. & FRANZEN-REUTER, I. (2018): Wirkung lokaler Klimaveränderungen auf baumbewohnende Flechten in Nordrhein-Westfalen zwischen 2001 und 2017. *Immissionsschutz* 3/2018, 128-136.
- STAPPER, N.J. & APTROOT, A. (2019): 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, 116 S.
- 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. 22 S.
- UBA - UMWELTBUNDESAMT (2021): Klimatische Zwillingstädte in Europa. – Newsletter Klimafolgen und Anpassung Nr. 76. – Umweltbundesamt Pressestelle Wörlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Roßlau.
- 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 (erscheint im Sommer 2017).
- 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. & SCHULTZ, M., 2013: Die Flechten Deutschlands. Ulmer, Stuttgart: 1244 S.
- ZIMMERMANN, D. G., STAPPER, N., KRICKE, R. (2004): Überraschende Flechtenfunde im Tal der Wupper bei Müngsten. *Aktuelle Lichenologische Mitteilungen NF* 13: 9.

Tabellen- und Abbildungsanhang Flechten

Tab. 2/1: Indikatorarten für Klimaveränderungen, die im Rheinland bisher nachgewiesen wurden. Die Nomenklatur der Flechten richtet sich nach PRINTZEN et al. (2021). **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 2021; 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: Januar 2021).

Flechtenart	VDI (2017)	NL-SL Biomzone	RL-NRW (Kategorie)	Vorkommen aktuell		Anm.
				Rheinland	Düsseldorf	
<i>Alyxoria ochrocheila</i>	KWZ	ssg	2	•		1
<i>Arthonia ruana</i>	KWZ		3	•		
<i>Bacidina neosquamulosa</i>	KWZ		*	•	•	2
<i>Bactrospora dryina</i>	KWZ		0			
<i>Catillaria fungoides</i>		gme	kA		•	3
<i>Coniocarpon cinnabarimum</i>	KWZ		0			
<i>Dendrographa decolorans</i>	KWZ	ssg	D	•	•	4
<i>Diploicia canescens</i>	KWZ	gme	3	•	•	5
<i>Enterographa crassa</i>		ssg	0			
<i>Fellhanera bouteillei</i>	KWZ	gme	1	•		
<i>Flavoparmelia caperata</i>	KWZ	gme	*	•	•	6
<i>Flavoparmelia soredians</i>	KWZ	ssg	3	•	•	7
<i>Flavopunctelia flaventior</i>		gme	kA	•	•	8
<i>Fuscidea lightfootii</i>	KWZ	gme	0			
<i>Gabura fascicularis</i>	KWZ		0			
<i>Graphis elegans</i>	KWZ	ssg	1	•		
<i>Halecania viridescens</i>	KWZ	gme	*	•	•	9
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>		gme	*	•	•	10
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	KWZ	ssg	kA	•	•	11
<i>Hypotrachyna laevigata</i>	KWZ		kA			
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	KWZ	gme	3	•	•	11a
<i>Jamesiella anastomosans</i>		ssg	*	•	•	12
<i>Lecanographa amylacea</i>	KWZ		0			
<i>Lecanora barkmaniana</i>		ssg	D	•	•	
<i>Lecanora hybocarpa</i>	KWZ	gme	kA			
<i>Lepra trachythallina</i>	KWZ		0			
<i>Melanohalea elegantula</i>	KWZ		*	•	•	13
<i>Melanohalea laciniatula</i>	KWZ	gme	2	•	•	14
<i>Micarea adnata</i>	KWZ		D			
<i>Micarea viridileprosa</i>	KWZ	gme	D	•	•	15
<i>Nephroma laevigatum</i>	KWZ		0			
<i>Opegrapha vermicellifera</i>	KWZ	gme	3	•		16
<i>Pachnolepia pruinata</i>	KWZ	gme	0			
<i>Parmelia submontana</i>	KWZ		2	•		17
<i>Parmelina quercina</i>	KWZ	gme	0			
<i>Parmotrema perlatum</i>	KWZ	gme	*	•	•	18
<i>Parmotrema pseudoreticulatum</i>	KWZ	ssg	D	•		19
<i>Parmotrema reticulatum</i>	KWZ	ssg	D	•	•	20
<i>Parmotrema stuppeum</i>			1	•		19a
<i>Pectenium plumbea</i>	KWZ		kA			

Flechtenart	VDI (2017)	NL-SL Biomzone	RL-NRW (Kategorie)	Vorkommen aktuell		Anm.
				Rheinland	Düsseldorf	
<i>Pertusaria hymenea</i>	KWZ		1			
<i>Phaeographis inusta</i>	KWZ		0			
<i>Phaeophyscia endophaenicea</i>		gme	1	•	•	
<i>Physcia clementei</i>		ssg	kA		•	21
<i>Physcia tribacia</i>		gme	0	•	•	22
<i>Physcia tribacioides</i>	KWZ	gme	D	•	•	23
<i>Physciella chloantha</i>		ssg?	kA	•	•	24
<i>Physconia grisea</i>		gme	*	•	•	25
<i>Pleurosticta acetabulum</i>		gme	3	•	•	26
<i>Porina leptalea</i>	KWZ		*	•	•	27
<i>Punctelia borrieri</i>	KWZ	ssg	D	•	•	28
<i>Punctelia jeckeri</i>	KWZ		*	•	•	29
<i>Punctelia subrudecta</i>	KWZ	gme	*	•	•	30
<i>Pyrenula nitida</i>	KWZ		2			
<i>Pyrenula nitidella</i>	KWZ		1			
<i>Ropalospora viridis</i>	KWZ		*	•		
<i>Scoliciosporum gallurae</i>		gme	D			
<i>Swinscowia affinis</i>		gme	0			
<i>Swinscowia 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	*	•		31

Anmerkungen: (1) 2003 nahe Müngsten an einer alten Hainbuche (ZIMMERMANN et al. 2004), ein weiterer Fund in der Nordeifel (SCHWARZ 2020). (2) 1999 von VAN HERK & APTROOT beschrieben, in Düsseldorf an der Stammbasis von (Wald-)Bäumen. (3) Unscheinbare Krustenflechte, erstmals 2021 in Düsseldorf gefunden. (4) Epiphyt in den Niederlanden nahe der deutschen Grenze, im Frühjahr 2011 erstmals für NRW nahe Haus Bürgel an einer Pappel, 2020 noch vital, aber nur an diesen einen Baum. (5) Erstmals in Düsseldorf 2003; 2019 zwei weitere. (6) Im Gebiet wahrscheinlich urwüchsig. (7) Ähnelt *F. caperata*, erster Nachweis in Düsseldorf 2003; seit 1997 in D in Ausbreitung, früher vornehmlich in Westeuropa und Mittelmeerraum. (8) Juni 2000 an einem Ahorn in Düsseldorf-Garath, einziges bekanntes Vorkommen in NRW; wahrscheinlich mit dem Trägerbaum in den 1970ern (?) hierher gelangt; hat am Standort aufgrund der dort schon immer geringen Immissionsbelastung überlebt; auch 2019 noch das einzige bekannte Vorkommen der Art in NRW. (9) Im Gebiet häufig an Borke von *Sambucus nigra* und *Fraxinus excelsior*, leicht zu übersehen, "grünalgenartig". (10) Januar 2002 am Niederrhein in NRW erstmals wiedergefunden (STAPPER & KRICKE, unveröffentlicht), galt seit 1973 als verschollen; in Düsseldorf und Umgebung seit 2003 unvermindert in Ausbreitung. (11) Erst seit kurzer Zeit als bei uns heimische Art erkannt, früher eventuell zusammen mit *H. revoluta* (11a) erfasst, wahrscheinlich beide seit 2003 im Gebiet. (12) 2009 erstmals in Düsseldorf nachgewiesen an einer Linde in Benrath. (13 und 14) erstmals 2008 in Düsseldorf; von (14) inzwischen (2020) wenige weitere Funde in Düsseldorf. (15) U.a. am Stammfuß von Waldbäumen, aber Häufigkeit im Gebiet unklar. (16) Im Dezember 2008 am Urdenbacher Altrhein unweit der Bürgeler Wiesen an Weidenborke gefunden und 2018 an einem Baum an der Station Volmerswerth. (17) seit 2011 Funde in der Nordeifel (BOMBLE et al. 2011). (18) 2000 im Süden von Dortmund und seither in allen Städten an Rhein und Ruhr von Westen kommend in Ausbreitung. (19) einige vom Autor erst als *P. stuppeum* (19a) u.a. in der Eifel gesammelte Belege (FRANZEN et al. 2002) wurden im Nachhinein als *Parmotrema pseudoreticulatum* identifiziert (APTROOT & STAPPER 2008) und sind die ersten Nachweise der Art in Deutschland. (20) 2008 in Düsseldorf-Garath, dort inzwischen erloschen, aber neue Funde in Düsseldorf und in Erkrath-Hochdahl (2013). (21) nach ersten Vorkommen im Raum Aachen (BOMBLE 2016) zweiter Nachweis der Art im Rheinland im Herbst 2017 an einem Baum in D.-Lohausen; seit 2018 an einem Monitoringbaum der Station Nord. (22) Erster Wiederfund für NRW 2013 in Düsseldorf-Volmerswerth, 2017 auch an der Station Nord, jedoch nicht an einem Monitoringbaum. (23) Einmal in Düsseldorf-Garath 2003, seitdem sporadische Neufunde. (24) 2013 bereits in Düsseldorf (Hofgarten) gefunden, als "unbekannte *Physcia*" abgelegt und 2017 erkannt, Erstnachweis für NRW; weitere Vorkommen 2017 in D.-Garath und in Hilden; Angabe der Biozone noch unklar. (25) Nitrophyt, seit 2003 in Düsseldorf, stark in Ausbreitung. (26) Seit 2003 in Düsseldorf-Hellerhof, seitdem sporadische Neufunde im Stadtgebiet und im Kreis Mettmann. (27) Seit ca. 2005 selten an alten Buchen im Wald nahe Düsseldorf-Gerresheim. (28) 2002 in NRW erstmals gefunden (hb. Stapper), 2003 in Düsseldorf, seither in Ausbreitung. (29, 30) beide Arten seit 2000 im Gebiet belegt und vor ca. 2000 nicht unterschieden. (31) Epiphytische Vorkommen an Linden und Eschen am Niederrhein im Sommer 2003.

Tab. 2/2: Häufigkeit und Indikatoreigenschaften epiphytischer Flechten an 97 seit 2009 durchgehend wiederholt untersuchten Bäumen.

Flechtenarten: Die Nomenklatur folgt PRINTZEN et al. (2021); die Abkürzung spp. zeigt an, dass eine oder mehrere Arten aus der angegebenen Gattung registriert wurden.

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 vorliegt. R-Werte ≤ 3 sind violett und N-Werte ≥ 8 grün hinterlegt. STI: Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018; die Einheit dieses Indexes ist °C; leere Zellen bedeuten, dass für diese Art kein STI veröffentlicht wurde. mSTI: mittlere Species-Temperatur der jeweils zusammengefassten Flechtenarten in °C. [mSTI]: arithmetischer Mittelwert der STI-Werte der Flechten der jeweiligen Kategorie. VDI: Klimawandelzeiger (KWZ) nach VDI-Richtlinie 3957 Blatt 20 (VDI 2017); NL-SL: Klimawandelindikator aufgrund der Arealangaben in der niederländischen Standardliste der Flechten (BLWG 2021), warmgemäßigte ("gme") und submediterranean-subatlantisch-gemäßigte Arten ("ssg").

Häufigkeit: Prozentualer Anteil der Trägerbäume mit mindestens einem Lager der entsprechenden Art im Untersuchungsjahr 2021 und Angabe des Ranges, dabei soll zunehmend dunkleres Grau des Zellhintergrundes optisch die sehr verschiedene Häufigkeit verdeutlichen; die Veränderung dieser Häufigkeit (% pro Jahr) für den Zeitraum 2009 bis 2021 wird hier als **Sortierungskriterium** verwendet.

Anmerkungen: Die Tabelle enthält 82 seit 2009 an diesen Bäumen nachgewiesene Taxa. Seit 2001 wurden im Projekt außerdem *Athallia cerinella*, *Athallia holocarpa*, *Catillaria nigroclavata*, *Diploicia canescens*, *Lecidella scabra*, *Ochrolechia microstictoides*, *Pertusaria coccodes*, *Physcia tribacioides* und *Physconia enteroxantha* registriert. **(1)**, *Candelaria concolor* und die seit 2009 im Gebiet belegte, aber seltenere *C. pacifica* wurden bis 2016 nicht getrennt erfasst; *C. pacifica* ist in den zurückliegenden Jahren häufiger geworden. **(2)**, *Hypotrachyna afrorevoluta* und *H. revoluta* wurden erst ab 2009 unterschieden. **(3)**, die Abgrenzung zwischen *Polycauliona candelaria* und *P. ucrainica* ist oft schwierig, und sie wird auch nicht in allen aktuellen, für das Untersuchungsgebiet relevanten Bestimmungswerken berücksichtigt, die die beiden Arten somit faktisch als Synonyme behandeln. **(4)**, die zumeist kleinen Exemplare von *Usnea*-Arten wurden ab 2009 nicht mehr auf Artniveau angesprochen. **(5)**, unter der Bezeichnung "*Candelariella reflexa*" werden hier weitere Arten der Gattung zusammengefasst, die im Gelände nicht verlässlich zu unterscheiden sind, darunter *C. efflorescens* HARRIS & BUCK. und *C. xanthostigmoides* (MÜLL. ARG.) R.W. ROGERS.

Flechtenart	Indikatoreigenschaft					Häufigkeit			
	Zeigerwert			Klimawandelzeiger		Rang	Veränd. (%/a)		
	T	R	N	STI	VDI				NL-SL
Flechtenarten mit > 0,5 % Zunahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2009 bis 2021 [mSTI = 8,41]									
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	9	7	7	10,2655		gme	51,55	8	3,6289
<i>Physconia grisea</i>	7	6	8	8,8748		gme	47,42	9	3,3196
<i>Candelaria pacifica</i>				6,1710			43,30	11	3,0619
<i>Punctelia borrieri</i>	8	5	6	9,7660	VDI	ssg	39,18	13	2,8763
<i>Punctelia subrudecta</i>	7	4	5	9,1880	VDI	gme	80,41	2	2,4021
<i>Physcia adscendens</i>		7	8	8,4882			52,58	7	1,5773
<i>Candelaria concolor (1)</i>	5	6	7	9,2479			55,67	6	1,2062
<i>Phaeophyscia nigricans</i>		8	9	7,8883			22,68	18	1,0928
<i>Hypotrachyna afrorevoluta (2)</i>	7	4	4		VDI	ssg	19,59	19	1,0825
<i>Lepraria incana</i>	5	3	5	8,1124			42,27	12	1,0103
<i>Melanohalea exasperatula</i>	5	5	6	6,5398			35,05	14	0,9897
<i>Lecanora expallens</i>	6	4	5	8,1740			24,74	17	0,9381
<i>Xanthoria parietina</i>		7	8	7,9883			70,10	4	0,7629
<i>Melanelixia glabrata</i>	6	3	4	7,6219			19,59	19	0,7320
<i>Polycauliona ucrainica (3)</i>		6	8	8,6103			9,28	23	0,7113
<i>Punctelia jeckeri</i>	7	4	6	9,1233	VDI		79,38	3	0,7113
<i>Caloplaca obscurella</i>	6	7	8	8,4808			10,31	22	0,6598
Flechtenarten mit weniger als 0,5 % Veränderung ihrer Häufigkeit in den Jahren 2009 bis 2021 [mSTI = 7,93]									
<i>Flavoparmelia caperata</i>	7	5	4	9,0716	VDI	gme	43,30	11	0,4742
<i>Cladonia fimbriata</i>	5	4	3	7,8452			4,12	28	0,4021
<i>Amandinea punctata</i>		5	7	7,9976			45,36	10	0,3918
<i>Flavoparmelia soredians</i>	9	6	5	10,5310	VDI	ssg	17,53	21	0,3918
<i>Phlyctis argena</i>	5	4	5	7,6896			4,12	28	0,3814
<i>Halecania viridescens</i>					VDI	gme	5,15	27	0,3608
<i>Melanohalea elegantula</i>	7	4	5	8,7677	VDI		10,31	22	0,3402
<i>Lecanora barkmaniana</i>				9,6289		ssg	6,19	26	0,3402
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	7	5	4	8,5766	VDI	gme	3,09	29	0,3402
<i>Parmelina tiliacea</i>	6	5	6	8,5932			3,09	29	0,3299
<i>Physciella chloantha</i>	9	7	8				4,12	28	0,2887
<i>Lecanora chlorotera</i>	5	6	5	8,2200			7,22	25	0,2680
<i>Physconia perisidiosa</i>	4	6	4	7,1813			2,06	30	0,2371
<i>Lepraria rigidula</i>	5	4	2	6,7952			2,06	30	0,1753

Flechtenart	Indikatoreigenschaft						Häufigkeit		
	Zeigerwert				Klimawandelzeiger		Rang	Veränd. (%/a)	
	T	R	N	STI	VDI	NL-SL			(%)
<i>Lecanora muralis</i>		8	9	8,3011			3,09	29	0,1443
<i>Normandina pulchella</i>	5	5	4	7,6804			2,06	30	0,1340
<i>Bacidina neosquamulosa</i>	6	5	6		VDI		5,15	27	0,1237
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>		7	9	8,0678			82,47	1	0,0825
<i>Polyzozia dispersa</i>		8	8	8,6743			8,25	24	0,0825
<i>Lecidella elaeochroma</i>	5	6	5	7,9611			4,12	28	0,0825
<i>Pleurosticta acetabulum</i>	6	7	5	8,1071		gme	2,06	30	0,0722
<i>Xanthomendoza huculica</i>							1,03	40	0,0722
<i>Rinodina pityrea</i>	7	8	8				1,03	40	0,0722
<i>Lecania cyrtella</i>	5	7	6	8,1922			1,03	40	0,0722
<i>Candelariella xanthostigma</i>	5	5	5	7,1595			7,22	25	0,0722
<i>Buellia griseovirens</i>	5	5	4	7,3609			1,03	40	0,0619
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	4	3	2	6,3578			1,03	40	0,0515
<i>Lepraria finkii</i>	5	6	3	8,1246			3,09	29	0,0515
<i>Bacidina adastr</i>							2,06	30	0,0515
<i>Phaeophyscia endopoenicea</i>	5	7	6	7,1055		gme	0,00		0,0309
<i>Physcia alpolia</i>		7	5	7,1359			2,06	30	0,0206
<i>Melanohalea laciniatula</i>	7	5	5	8,8727	VDI	gme	0,00		-0,0103
<i>Parmotrema reticulatum</i>	9	5	2		VDI	ssg	0,00		-0,0103
<i>Micarea prasina</i>	4	4	4	6,6520			0,00		-0,0206
<i>Lecidella flavosorediata</i>				5,5842			1,03	40	-0,0309
<i>Rinodina gennarii</i>	5	8	8	8,9457			0,00		-0,0412
<i>Physconia distorta</i>	5	7	6	7,2356			0,00		-0,0515
<i>Lecanora symmicta</i>	4	5	4	7,6739			0,00		-0,0515
<i>Jamesiella anastomosans</i>				8,4865		ssg	0,00		-0,0619
<i>Ramalina farinacea</i>	5	5	4	7,5030			24,74	17	-0,0825
<i>Candelariella vitellina</i>		5	8	7,9661			1,03	40	-0,0825
<i>Lecanora compallens</i>				9,2464			1,03	40	-0,0825
<i>Cladonia coniocraea</i>		4	3	7,3395			0,00		-0,0825
<i>Placynthiella icmalea</i>		2	5	7,9913			0,00		-0,0928
<i>Lecanora conizaeoides</i>	5	2	5	8,5858			0,00		-0,0928
<i>Usnea spp. (4)</i>							0,00		-0,0928
<i>Lecanora pulicaris</i>	4	3	4	7,4209			0,00		-0,1340
<i>Physcia dubia s. str.</i>		7	8	6,7971			7,22	25	-0,1649
<i>Parmelia saxatilis</i>	4	3	3	6,4444			2,06	30	-0,1649
<i>Cladonia spp.</i>		3	3				4,12	28	-0,1753
<i>Physcia stellaris</i>	4	6	6	6,7604			0,00		-0,1753
<i>Lecanora carpinea</i>	5	5	4	7,8013			2,06	30	-0,1856
<i>Parmotrema perlatum</i>	7	5	4	11,0094	VDI	gme	18,56	20	-0,2784
<i>Physcia caesia</i>		8	9	7,3897			31,96	15	-0,3711
<i>Polyzozia hagenii s.s.</i>		8	7	8,0520			0,00		-0,4433
Flechtenarten mit > 0,5 % Abnahme ihrer Häufigkeit in den Jahren 2009 bis 2021 [mSTI = 7,31]									
<i>Strangospora pinicola</i>	5	3	5				1,03	40	-0,6289
<i>Parmelia sulcata</i>		5	7	6,8502			80,41	2	-0,8247
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	5	5	4	6,9370			5,15	27	-1,0619
<i>Physcia tenella</i>		6	8	7,9696			80,41	2	-1,2680
<i>Polycauliona polycarpa</i>		7	8	7,8273			1,03	40	-1,5052
<i>Candelariella reflexa (5)</i>	6	5	7	8,7425			69,07	5	-1,6186
<i>Hypogymnia physodes</i>		3	3	6,4206			17,53	21	-2,1649
<i>Evermia prunastri</i>	5	3	4	7,5927			35,05	14	-2,6186
<i>Polycauliona candelaria</i>		6	8	5,3637			5,15	27	-3,1134
<i>Melanelixia subaurifera</i>	5	6	5	8,1123			25,77	16	-3,1340

Tab. 2/3: Mittlere Anzahl verschiedener Flechtenarten bzw. von Klimawandelzeigerarten an wiederholt untersuchten Bäumen 2001 bis 2021. Datengrundlage: Vorkommen von Flechten insgesamt bzw. von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) oder aufgrund der Arealangaben in der niederländischen Flechtenstandardliste (NL-SL; BLWG 2021) an 23 von 2001 bis 2021 wiederholt untersuchten Bäumen im Kreis Mettmann (obere Tabelle) bzw. an 74 zusätzlichen, seit 2009 zu jedem Zeitpunkt auf Flechtenbewuchs hin untersuchten Bäumen (unterer Tabellenteil). Angegeben sind jeweils die arithmetischen Mittelwerte der Flechten- oder Indikatorartenzahl pro Trägerbaum bzw. der prozentuale Anteil der jeweiligen Indikatoren am Flechtenartenspektrum der Trägerbäume für jedes Untersuchungs Jahr. Die Gruppenanalyse auf Medianunterschiede mittels Friedman-ANOVA ergab signifikante Unterschiede in allen Gruppen mit $p <$ oder $<< 0,0001$ (nicht gezeigt). **Fett gedruckte** Mittelwerte: Wilcoxon-Test für den Paarvergleich des Ergebnisses von 2021 mit den Werten der Vorjahre, wobei der zeitlich nächstliegende, signifikant abweichende Wert mit (*) und/oder (**) markiert ist; Signifikanzen: *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$. In allen Fällen sind die Unterschiede zu zeitlich weiter zurückliegenden Daten statistisch signifikanter. Die Streuung der Daten der zeitlichen Veränderung der Klimawandelzeiger zeigen Abb. 2/10 und Abb. 2/11 anhand von Box-Whisker-Grafiken.

Untersuchungsjahr	2001	2009	2010	2013	2017	2021
Stichprobengröße	23 Bäume					
Flechtenarten / Baum	9,0**	12,0	12,1*	12,9	13,3	14,4
VDI-KWZ / Baum	1,2	2,1	2,2	2,4**	3,2	3,4
Anteil VDI-KWZ (%)	12,2**	16,6	17,1*	18,8	22,8	23,0
NL-SL-KWZ / Baum	0,7	1,3	1,6	2,0	2,7**	3,3
Anteil NL-SL-KWZ (%)	6,8	10,4	11,7	15,5	18,9**	22,7
Stichprobengröße	23 Bäume	97 Bäume				
Flechtenarten / Baum	9,0	12,5	13,0*	13,5	13,8	14,0
VDI-KWZ / Baum	1,2	2,1	2,4	2,6**	3,0*	3,2
Anteil VDI-KWZ (%)	12,2	16,4	17,5	18,1**	21,0	22,1
NL-SL-KWZ / Baum	0,7	1,5	1,8	2,2	2,8**	3,3
Anteil NL-SL-KWZ (%)	6,8	11,4	12,9	15,8	19,5**	22,9

Tab. 2/4: Zeitliche Veränderung der Häufigkeit von VDI-Klimawandelzeigerarten im erweiterten Untersuchungsgebiet. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an Standardbäumen im Kreis Mettmann, in Düsseldorf und in Dormagen. Daten der Standardbäume aus dem Klimawandelfolgenmonitoring Kreis Mettmann (vorliegende Studie, SCHMITZ et al. 2010 ff), Daten aus einer landesweiten Erhebung in Nordrhein-Westfalen (FRANZEN et al. 2002; Mittelpunktdatum der Erhebung ist 2001), Daten der Vorortartigen Messstationen NORD, VOLM, und SUED aus einer Erhebung von 2003 (STAPPER & KRICKE 2004) und aus dem Klimawandelfolgenmonitoring Düsseldorf 2008-2021 (STAPPER in SCHMITZ et al. 2008 ff). Daten von 2003 und solche mit Mittelpunktdatum 2001 wurden zu einem Zeitpunkt 2002* vereinigt. Daten von Bäumen aus Lintorf wurden dem unmittelbar benachbarten Messtischblatt (MTB) 4607 zugeschlagen, ein Baum aus dem westlichen Solingen wurde dem MTB 4807 und einige Bäume aus Haan mit denen im nahe nördlich angrenzenden MTB 4708 vereinigt. Signifikanzen: Die Gruppenanalyse auf Medianunterschiede mittels Kruskal-Wallis-Test ergab signifikante Unterschiede in allen Gruppen mit $p < 0,03$ (MTB 4708) bzw. $p <$ oder $<< 0,001$ (nicht gezeigt). **Fett gedruckte Mittelwerte:** Mann-Whitney U-Test des Ergebnisses von 2021 mit den Werten der Vorjahre, wobei der zeitlich nächstliegende, signifikant abweichende Wert mit (*) und/oder (**) markiert ist; Signifikanzen: *, $p < 0,05$; **, $p < 0,01$. In fast allen Fällen sind die Unterschiede zu zeitlich weiter zurückliegenden Daten statistisch signifikanter.

Messtischblatt (Nummer, Name)	Untersuchungsjahr					
	2002*	2009	2010	2013	2017	2021
	VDI-Klimawandelzeiger/Baum (MW)					
4607, Heiligenhaus	0,40	2,18**	2,64	2,96	2,95	3,23
4608, Velbert	0,90	1,54	1,65	1,58**	2,54	3,08
4706, Düsseldorf	1,36	2,32	2,47	2,88**	3,70	3,78
4707, Mettmann	1,50	2,63	2,80	3,09**	3,67	4,24
4708, W-Elberfeld	1,57	1,95	2,00*	2,68	3,54	3,47
4806, Neuss	1,03**	keine Daten			3,09	3,55
4807, Hilden	1,56	2,40	2,48	3,06**	3,77	4,13
4906, Pulheim	0,13**	keine Daten			4,50*	5,45
alle Messtischblätter	1,17	2,26	2,41	2,81**	3,49*	3,88
	Gesamtzahl untersuchter Bäume					
	144	249	248	241	289	279

Tab. 2/5: Häufigkeit von Flechten bzw. VDI-Klimawandelzeigerarten und die Anzahl ihrer Begleitarten 2021. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 169 Standardbäumen im Kreis Mettmann. UTW: Umwelttoleranzwert, Sortierungskriterium, mittlere Anzahl begleitender Flechtenarten an den Bäumen. Häufigkeit, N(Baum): Anzahl der Bäume mit Vorkommen der jeweiligen Art, Minimum = 5. Median-H (m): Median der Höhe über NHN in Meter. STI: Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018; die Einheit dieses Indexes ist °C; leere Zellen bedeuten, dass für diese Art kein STI veröffentlicht wurde. T, R, N: Temperatur-, Reaktions- und Nährstoffzahl nach WIRTH (2010), ein leeres Feld bedeutet indifferentes Verhalten oder dass kein Wert vorliegt; VDI: Klimawandelzeiger nach (VDI 2017); NL-SL: Klimawandelzeiger gemäß Arealangaben in der niederländischen Flechtenliste (BLWG 2021), warmgemäßigte ("gme") und submediterranean-subatlantisch-gemäßigte Arten ("ssg").

Flechtenart	UTW	Häufigkeit N(Baum)	Median-H (m)	Indikatoreigenschaften					
				STI	T	R	N	VDI	NL-SL
<i>Hypotrachyna revoluta</i>	18,07	15	195	8,5766	7	5	4	VDI	gme
<i>Strangospora pinicola</i>	17,80	5	195		5	3	5		
<i>Halecania viridescens</i>	17,64	14	195					VDI	gme
<i>Lecanora barkmaniana</i>	17,62	13	110	9,6289					ssg
<i>Polycauliona ucrainica</i>	17,26	19	165	8,6103		6	8		
<i>Melanohalea elegantula</i>	16,96	27	52	8,7677	7	4	5	VDI	
<i>Melanelixia glabrata</i>	16,83	41	150	7,6219	6	3	4		
<i>Hypogymnia physodes</i>	16,82	38	131	6,4206		3	3		
<i>Parmelina tiliacea</i>	16,60	5	52	8,5932	6	5	6		
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	16,44	16	118	6,9370	5	5	4		
<i>Parmelia saxatilis</i>	16,40	5	200	6,4444	4	3	3		
<i>Hypotrachyna afrorevoluta</i>	16,40	43	60		7	4	4	VDI	ssg
<i>Melanelixia subaurifera</i>	16,35	62	60	8,1123	5	6	5		
<i>Ramalina farinacea</i>	16,35	46	123	7,5030	5	5	4		
<i>Physciella chloantha</i>	16,33	6	46		9	7	8		
<i>Flavoparmelia soredians</i>	16,28	43	60	10,5310	9	6	5	VDI	ssg
<i>Lecanora compallens</i>	16,09	11	195	9,2464					
<i>Melanohalea exasperatula</i>	16,09	56	135	6,5398	5	5	6		
<i>Evermia prunastri</i>	16,07	73	70	7,5927	5	3	4		
<i>Cladonia spp.</i>	15,89	9	195			3	3		
<i>Cladonia fimbriata</i>	15,83	6	213	7,8452	5	4	3		
<i>Lecidella elaeochroma</i>	15,83	12	126	7,9611	5	6	5		
<i>Lecanora expallens</i>	15,79	52	58	8,1740	6	4	5		
<i>Candelariella xanthostigma</i>	15,59	17	195	7,1595	5	5	5		
<i>Physcia dubia s. str.</i>	15,57	7	150	6,7971		7	8		
<i>Parmotrema perlatum</i>	15,51	35	75	11,0094	7	5	4	VDI	gme
<i>Polycauliona candelaria</i>	15,50	8	133	5,3637		6	8		
<i>Flavoparmelia caperata</i>	15,46	84	60	9,0716	7	5	4	VDI	gme
<i>Caloplaca obscurella</i>	15,35	17	195	8,4808	6	7	8		
<i>Polyozosia dispersa</i>	15,33	12	195	8,6743		8	8		
<i>Amandinea punctata</i>	15,15	78	73	7,9976		5	7		
<i>Punctelia borreri</i>	14,97	66	70	9,7660	8	5	6	VDI	ssg
<i>Physcia caesia</i>	14,90	52	68	7,3897		8	9		
<i>Candelariella reflexa</i>	14,84	116	70	8,7425	6	5	7		
<i>Lepraria incana</i>	14,84	69	135	8,1124	5	3	5		
<i>Parmelia sulcata</i>	14,68	135	126	6,8502		5	7		
<i>Punctelia subrudecta</i>	14,67	143	75	9,1880	7	4	5	VDI	gme
<i>Lecanora chlorotera</i>	14,67	12	126	8,2200	5	6	5		
<i>Physconia grisea</i>	14,43	68	131	8,8748	7	6	8		gme
<i>Punctelia jeckeri</i>	14,41	135	70	9,1233	7	4	6	VDI	
<i>Physcia adscendens</i>	14,40	84	70	8,4882		7	8		
<i>Candelaria pacifica</i>	14,39	77	135	6,1710					
<i>Candelaria concolor</i>	14,38	94	70	9,2479	5	6	7		
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	14,34	85	70	10,2655	9	7	7		gme
<i>Xanthoria parietina</i>	14,23	125	95	7,9883		7	8		
<i>Physcia tenella</i>	14,21	141	95	7,9696		6	8		
<i>Bacidina neosquamulosa</i>	13,83	6	163		6	5	6	VDI	
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	13,69	137	75	8,0678		7	9		
<i>Lecanora carpinea</i>	13,43	7	120	7,8013	5	5	4		
<i>Phaeophyscia nigricans</i>	12,96	28	119	7,8883		8	9		

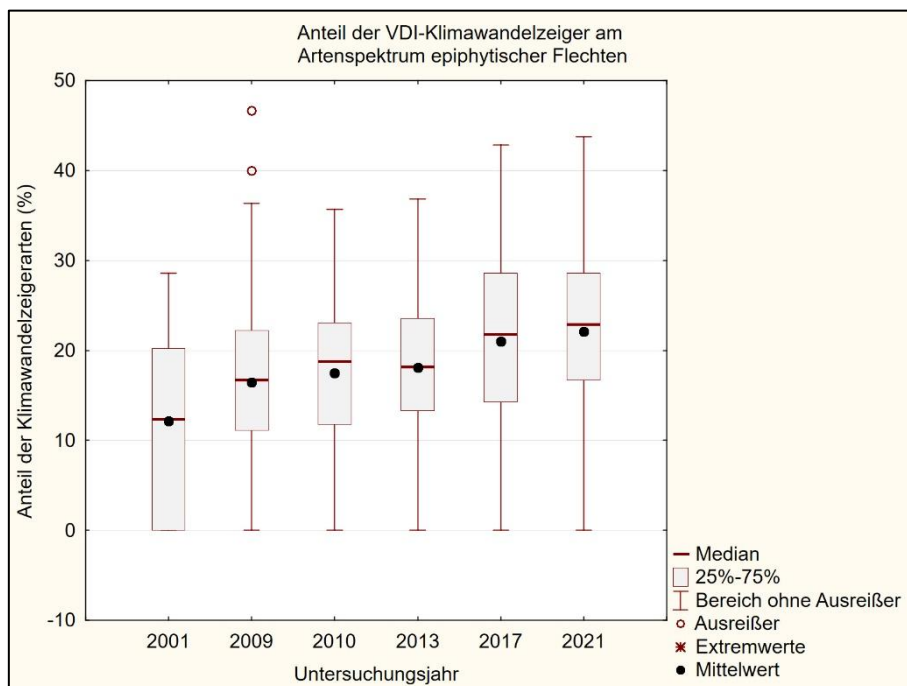
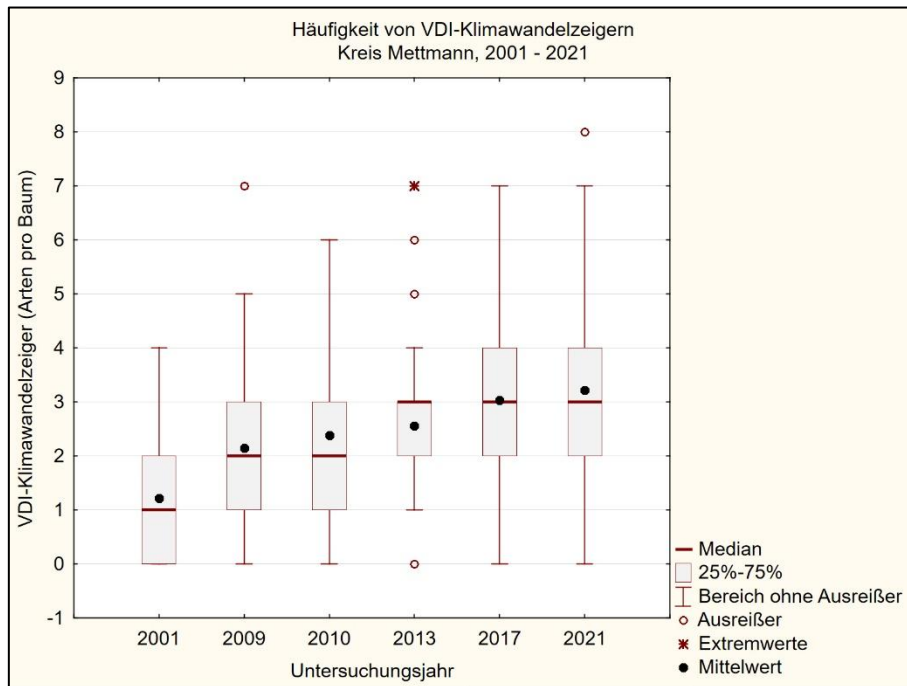


Abb. 2/10: Veränderung der Häufigkeit von VDI-Klimawandelzeigern im Kreis Mettmann zwischen 2001 und 2021. Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren gemäß VDI 3957 Blatt 20 (VDI 2017) an 23 Bäumen 2001 und an 74 zusätzlichen, seit 2009 zu jedem Zeitpunkt auf Flechtenbewuchs hin untersuchten Bäumen. Die obere Grafik gibt die mittlere Anzahl der Indikatorarten an, die untere den Anteil derselben am Flechtenartenspektrum der Bäume. Box-Whisker-Darstellung, Median und Quartile; die schwarzen Punkte entsprechen den jeweiligen arithmetischen Mittelwerten, die in Tab. 2/3 aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe ebenfalls Tab. 2/3.

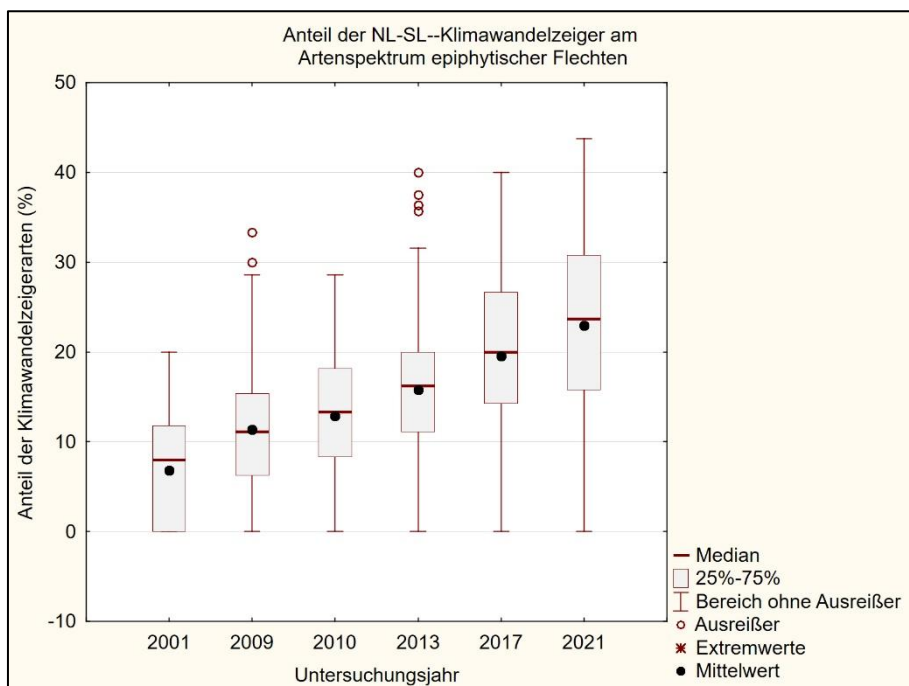
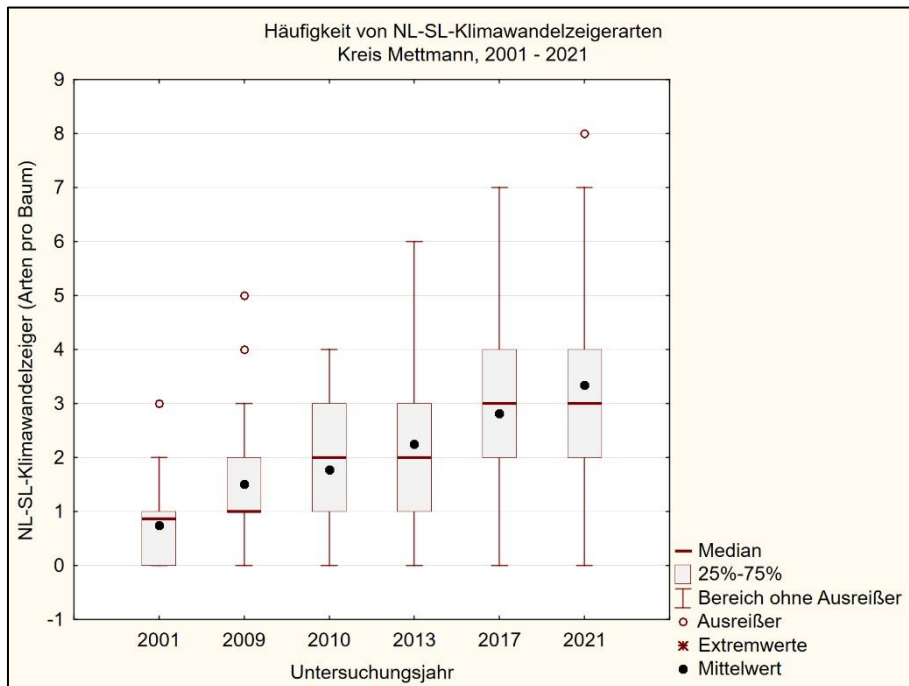


Abb. 2/11: Veränderung der Häufigkeit von NL-SL-Klimawandelzeiger im Kreis Mettmann zwischen 2001 und 2021. Datengrundlage: Vorkommen von Klimawandelindikatoren aufgrund der Arealangaben in der niederländischen Flechtenstandardliste (BLWG 2021) an 23 Bäumen 2001 und an 74 zusätzlichen, seit 2009 zu jedem Zeitpunkt auf Flechtenbewuchs hin untersuchten Bäumen. Die obere Grafik gibt die mittlere Anzahl der Indikatorarten pro Baum an, die untere den Anteil dieser Arten am Flechteartenspektrum der Bäume. Box-Whisker-Darstellung, Median und Quartile; die schwarzen Punkte entsprechen den jeweiligen arithmetischen Mittelwerten, die in Tab. 2/3 aufgeführt sind. Für signifikante Unterschiede siehe ebenfalls Tab. 2/3.

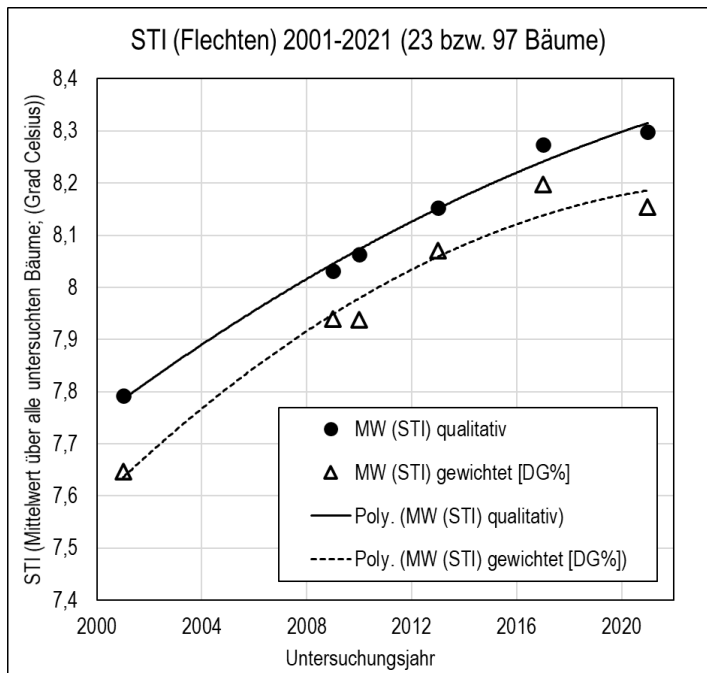


Abb. 2/12: Zeitliche Veränderung der mittleren STI-Werte (Species Temperature Index nach Sparrius et al. 2018) zwischen 2001 und 2021.

Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 23 Bäumen 2001 bzw. an 74 zusätzlichen, von 2009 bis 2021 durchgehend untersuchten Bäumen. Die Aufgetragen sind die Mittelwerte des Species Temperature Index STI. Dieser Index gibt für jede Flechtenart die mittlere Temperatur ihres Verbreitungsgebietes in Europa an. Seine Einheit lautet °C. Von den insgesamt 82 epiphytischen Artvorkommen an diesen Bäumen wurden 71 berücksichtigt, für die STI-Werte vorliegen. Die nicht berücksichtigten Taxa sind, abgesehen von *Hypotrachyna afrorevoluta*, überwiegend im Projekt seltene Arten, darunter auch VDI-Klimawandelzeiger wie *Bacidina neosquamulosa*, *Halecania viridescens* oder *Parmotrema reticulatum*. Dargestellt sind die STI-Mittelwerte über alle Bäume qualitativ auf Grundlage der Präsenz (schwarze Kreise) bzw. gewichtet auf Grundlage des Anteils jeder einzelnen Art an der Deckungssumme aller Flechtenarten mit STI-Werten an den Bäumen (weiße Dreiecke). Die polynomi-

schen Anpassungen dienen lediglich der visuellen Unterstützung. Signifikanzen (einfaktorielle ANOVA und Tukeys post-hoc-Test; $p <$ oder $<< 0,05$): Für qualitative (=ungewichtete) STI-Mittelwerte gilt, dass die Werte von 2001 kleiner sind als alle späteren Werte, und dass ab 2009 alle nicht benachbarten, nachfolgenden Werte signifikant größer sind. Für die gewichteten STI-Werte gilt ebenfalls, dass die Werte von 2001 kleiner sind als alle späteren, und dass die Werte von 2009 und 2010 kleiner sind die von 2017 und 2021.

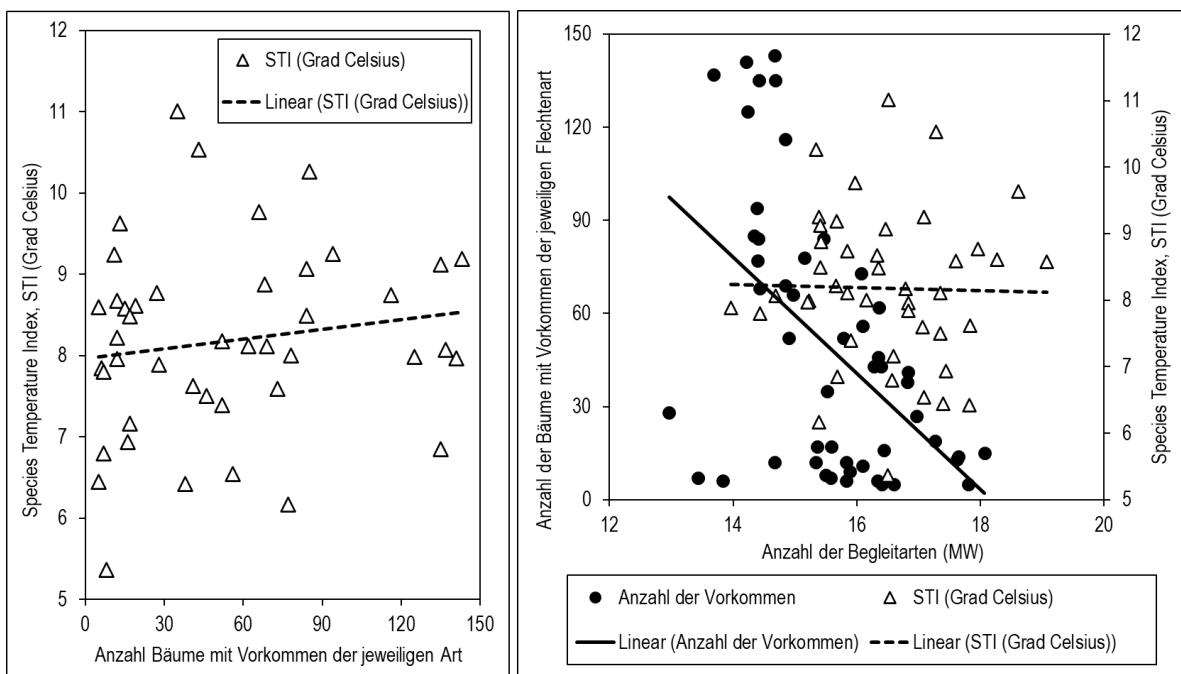


Abb. 2/13: Zusammenhang zwischen der Häufigkeit der Flechtenarten und ihrem Species Temperature Index sowie ihrer Begleitartenzahl an den Trägerbäumen 2021. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an 169 Standardbäumen im Kreis Mettmann i.e.S. Die Begleitartenzahl, auch Umwelttoleranzwert, ist die mittlere Anzahl begleitender Flechtenarten an den Bäumen. Die Anzahl der Bäume mit Vorkommen der jeweiligen Art, das Minimum beträgt 5, dient als Kriterium für die Häufigkeit einer Art. Der Species Temperature Index, STI, nach SPARRIUS et al. (2018) gibt die mittlere Temperatur in °C im Verbreitungsgebiet einer Flechte an.

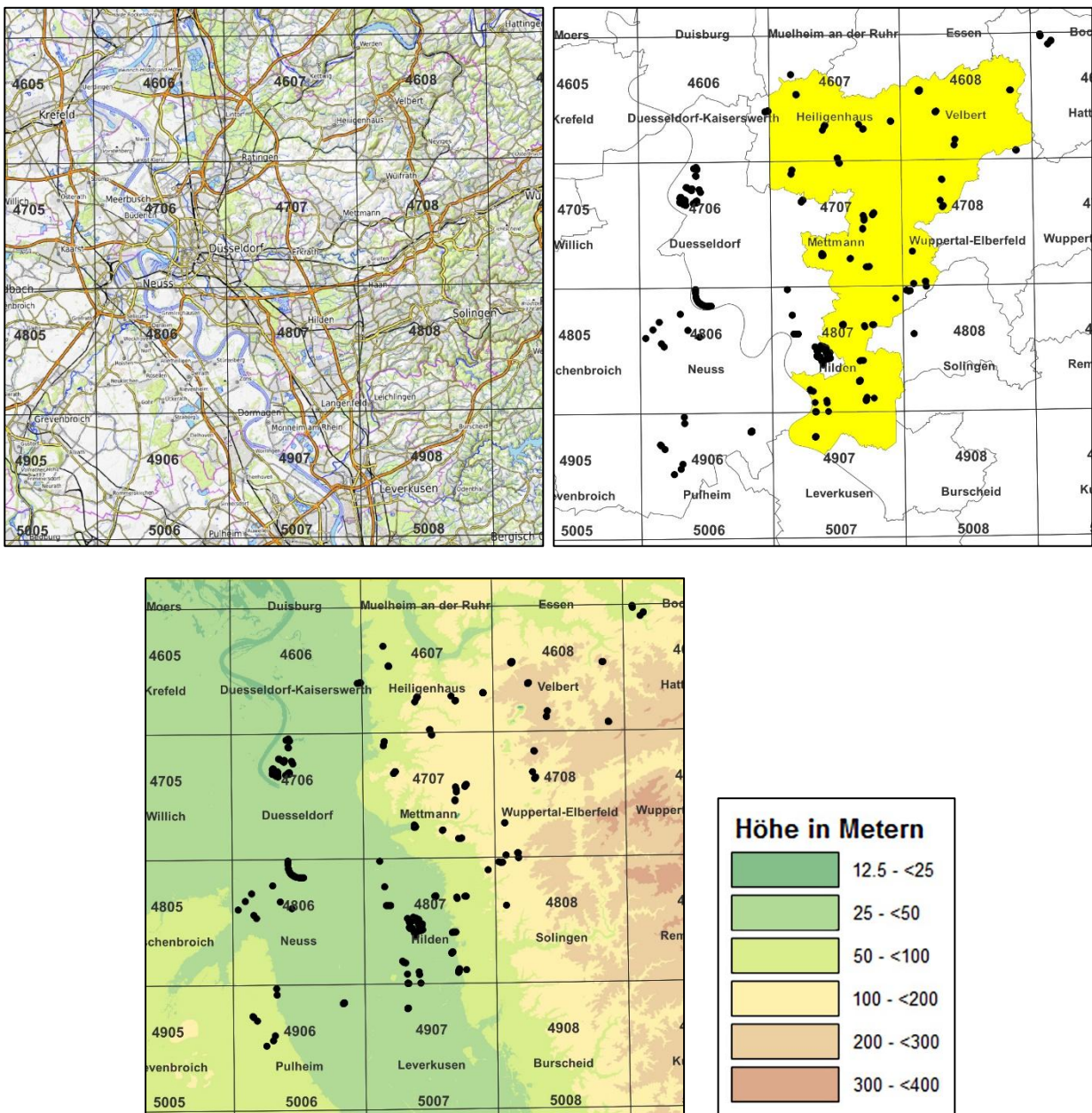


Abb. 2/14: Erweitertes Untersuchungsgebiet und Baumstandorte 2002* bis 2021. Raster: Kartenschnitt der Messtischblätter 1:25000 mit Angabe der Messtischblattnummern. Das Kreisgebiet Mettmann ist gelb hinterlegt. Kartengrundlagen © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM | Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA), OPENTOPOMAP.ORG (2022); Unteres Bild: Digitales Geländemodell – Höhenschichten, WMS-Server Geodatendienste der Bezirksregierung Köln (GEODATENDIENSTE-NRW.DE 2022). Schwarze Punkte: Standorte der untersuchten Bäume. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an Standardbäumen im Kreis Mettmann, in Düsseldorf und in Dormagen. Daten der Standardbäume aus dem Klimawandelfolgenmonitoring Kreis Mettmann (vorliegende Studie, SCHMITZ et al. 2010 ff), Daten aus einer landesweiten Erhebung in Nordrhein-Westfalen (FRANZEN et al. 2002; Mittelpunktdatum der Erhebung ist 2001), Daten der Vorort-artigen Messstationen NORD, VOLM, und SUED aus einer Erhebung von 2003 (STAPPER & KRICKE 2004) und aus dem Klimawandelfolgenmonitoring Düsseldorf 2008-2021 (STAPPER in SCHMITZ et al. 2008 ff). Daten von 2003 und solche mit Mittelpunktdatum 2001 wurden zu einem Zeitpunkt 2002* vereinigt. Daten von Bäumen aus Lintorf wurden dem unmittelbar benachbarten Messtischblatt (MTB) 4607 zugeschlagen, ein Baum aus dem westlichen Solingen wurde dem MTB 4807 und einige Bäume aus Haan mit denen im nahe nördlich angrenzenden MTB 4708 vereinigt. Kartografie: Norbert Stapper.

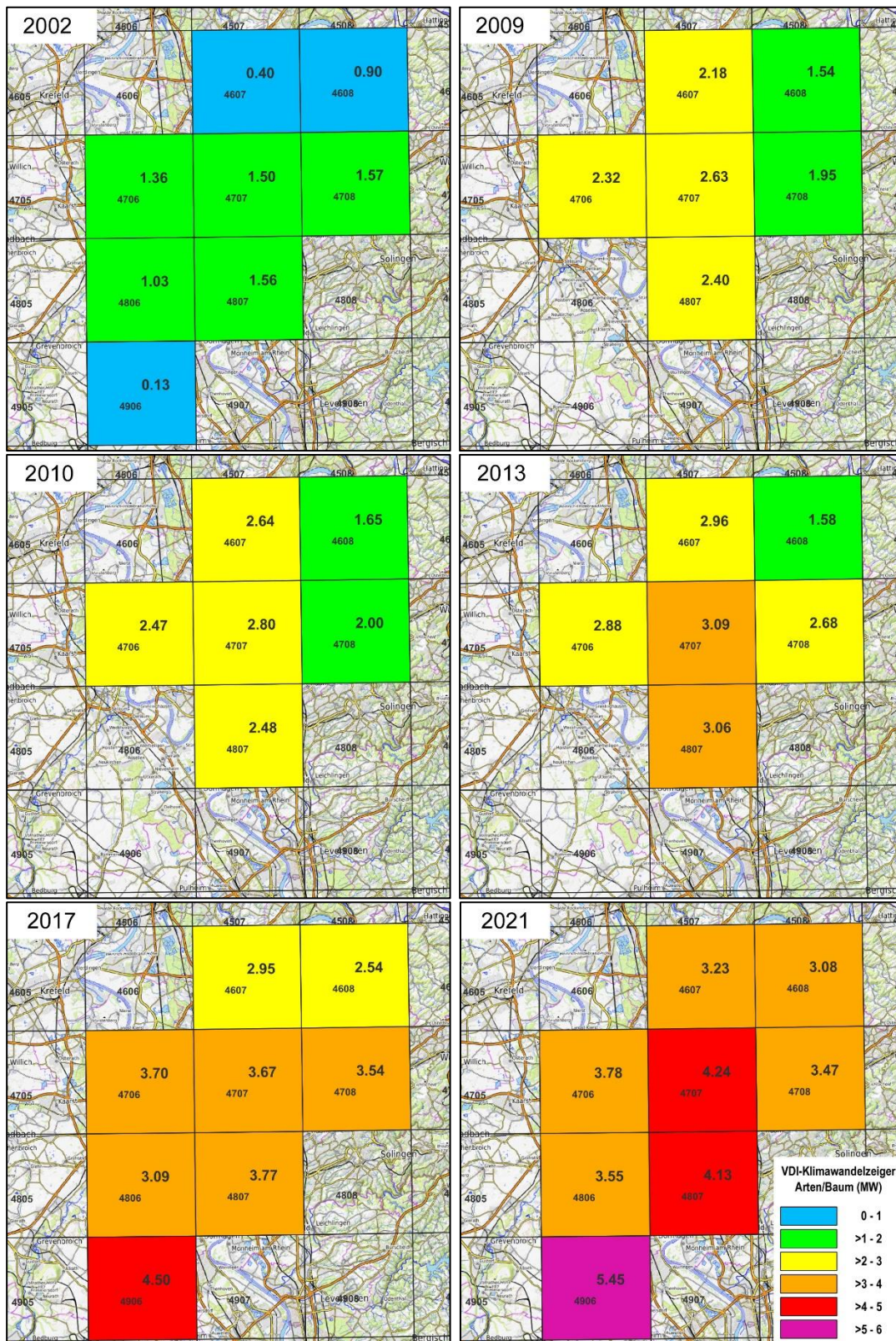


Abb. 2/15: Kartendarstellung der räumlichen Variabilität der Häufigkeit von VDI-Klimawandelzeigerarten 2002 bis 2021 im erweiterten Untersuchungsgebiet. Datengrundlage: Flechtenvorkommen an Standardbäumen im Kreis Mettmann, in Düsseldorf und in Dormagen (siehe Legende zu Tab. 2/4). Kartengrundlagen © OpenStreetMap-Mitwirkende, SRTM | Kartendarstellung: © OpenTopoMap (CC-BY-SA), OPENTOPOMAP.ORG (2022). Die in die Quadrate eingetragenen Zahlen sind der Klimawandelindex und die vierstellige Nummer des Messtischblatts. Kartografie: Norbert Stapper.

3 Farn- und Blütenpflanzen

Ulf Schmitz

Einleitung

Für ein Monitoring der Folgen des Klimawandels sind Farn- und Blütenpflanzen (= Gefäßpflanzen) sehr gut geeignete Indikatoren. Dies liegt unter anderem an der vergleichsweise hohen Artenzahl dieser Organismengruppe, wodurch statistische Zufallsereignisse ausgeglichen werden. Damit verbunden ist ein breites Spektrum von Zeigerarten für verschiedenste Umweltbedingungen. ELLENBERG et al. (1992) haben durch die Zuordnung von Zeigerwerten zu den einzelnen Pflanzenarten ermöglicht, überprüfbare Rückschlüsse vom vorhandenen Artenspektrum auf abiotische Parameter wie u. a. Temperatur, Feuchte, Stickstoffgehalt und Reaktionszahl des Bodens ziehen zu können. Die Auswertung der Temperaturzeigerwerte und der STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) 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 wurde eine Fläche im wärmegetönten Rheinuferbereich untersucht, in dem 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 des Mettmanner Kreisgebietes ausgewählt. An derartigen Stellen ist ein etwaiger Rückgang Kälte liebender Arten im Untersuchungsraum am ehesten zu erwarten.

Bei den Erhebungen 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. 2018) 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 Monheim

Analog zu den vorliegenden Untersuchungen auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2009-2021) wurde auch im Kreis Mettmann im Bereich des Rheinufers im Jahr 2009 eine Dauerfläche angelegt (SCHMITZ et al. 2010b). Dabei handelt es sich um eine 1200 m lange Uferfläche bei Monheim (Stromkm 709,9-711,1 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). Die Untersuchungen der Fläche werden in der Regel im Monat September durchgeführt, um eine optimale Erkennbarkeit der Pflanzentaxa zu gewährleisten. Bei den Geländebegehungen 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) und der STI-Werte (Species Temperature Index) nach SPARRIUS et al. (2018) 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 der Anteil an C₄-Pflanzenarten, die aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels an warme und sonnige Standorte angepasst sind.



Abb. 3/1: Rheinufer bei Monheim. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto: 22.09.2017, U. Schmitz.

Steinberg

Im Kreis Mettmann kommen keine heimischen Wildpflanzenarten mit einem Temperatur-Zeigerwert von 3 oder kleiner vor (Kälte- bis Kühlezeiger). Das Ergab ein Vergleich der Flora des Kreises Mettmann (ADOLPHY 1994, 2004) mit den durch die Floraweb-Datenbank des BfN (www.floraweb.de) gefilterten Temperaturzeigerwerten nach ELLENBERG et al. (1992). 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. Am Rande des Morper Bachtals auf dem ca. 100 m hohen Steinberg im Hügelland nordwestlich von Erkrath kommen größere Bestände dieser Art im Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) vor (Abb. 3/2). Dort wurden im Jahr 2009 vier Daueruntersuchungsflächen eingerichtet. Die Flächen werden in den Untersuchungsjahren vegetationskundlich aufgenommen (%-Skala) und im Hinblick auf ihre ungewichteten (qualitativen) und gewichteten (quantitativen) mittleren Temperaturzahlen nach ELLENBERG et al. (1992) ausgewertet.

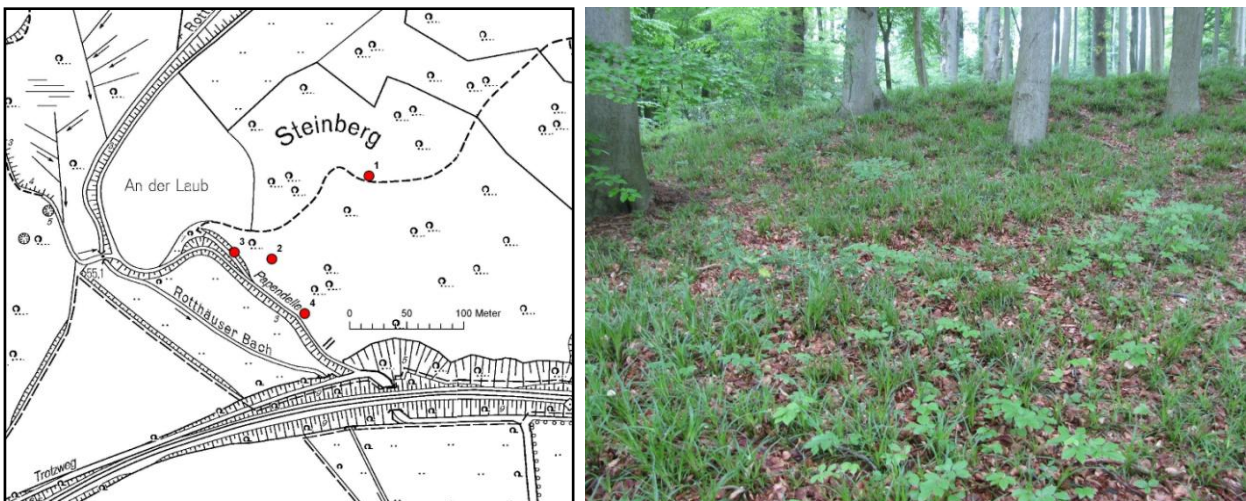


Abb. 3/2: Daueruntersuchungsflächen am Steinberg nördlich von Haus Morp. Lage der Daueruntersuchungsflächen rot. Foto: Fläche 2, 16.05.2013, U. Schmitz.

Ergebnisse

Rheinufer Monheim

In der Untersuchungsfläche am Rheinufer bei Monheim konnten im Jahr 2021 insgesamt 52 Gefäßpflanzentaxa festgestellt werden (Tab. 3/1). Dieser Wert lag damit deutlich unter den Werten der vorhergehenden Untersuchungsjahre (MW 72,4), was in erster Linie an hohen und für die Pflanzen damit ungünstigen Wasserstandsbedingungen während der Vegetationsperiode gelegen haben dürfte. Hinzu kam ein gewisser Fraßdruck durch Schafe. Unter den festgestellten Taxa befanden sich 16 Neophytenarten. Von den Neophytenarten waren 15 eingebürgert, eine Art war unbeständig. Der relative Anteil der Neophytenarten lag mit 30,8 % deutlich über den Werten der Vorjahre (Mittelwert 25,9 %, Tab. 3/1), dabei ist ein statistisch signifikanter Anstieg im Lauf der Untersuchungsjahre festzustellen (Abb. 3/4).

Die Zahl der aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels besonders Licht und Wärme liebenden C₄-Pflanzen lag mit fünf Arten etwa im Durchschnitt der Werte der Vorjahre (5,4 Arten), ihr relativer Anteil lag mit 9,6 % über dem Durchschnitt (7,7 %). Eine der festgestellten Arten steht auf der Roten Liste (METZING et al. 2018, RAABE et al. 2010), nämlich die Schwarz-Pappel *Populus nigra*, die mit Jungwuchs in der Fläche vertreten ist.

Die Vegetation der Untersuchungsflächen zeigte sich weiterhin wärmegetönt: Die Temperaturzeigerwerte der Pflanzenarten, die in den bisherigen Untersuchungsjahren in der Untersuchungsfläche gefunden werden konnten, lagen zwischen 5 (Mäßigwärmezeiger) und 9 (Wärme- bis Extremwärmezeiger). Bei den Arten mit einem Zeigerwert von 8 bis 9 handelte es sich beispielsweise um die unbeständige Wassermelone *Citrullus lanatus*, die in der Regel hierzulande keine reifen Früchte ausbilden kann, den Mexikanischen Tee *Chenopodium ambrosioides*, der sich nach der Jahrtausendwende am Rhein etablieren konnte, die eingebürgerten Neophyten Weißer Amarant *Amaranthus albus* (Abb. 3/3), Bouchons Amarant *Amaranthus bouchonii* und Australischer Gänsefuß *Chenopodium pumilio* (Abb. 3/3), die sich seit den 1980er Jahren gefördert vom Klimawandel am Niederrhein einbürgern konnten, den archäophytischen Portulak *Portulaca oleracea* und die indigene Art Grasblättrige Kresse *Lepidium graminifolium*.

Die Berechnung des mittleren Temperaturzeigerwertes nach ELLENBERG et al. (1992) ergab recht hohe Werte, die mit 6,15 für die ungewichtete (qualitative) und 6,16 für die gewichtete (quantitative) Berechnung leicht über den Werten der Vorjahre lagen (Tab. 3/1, Abb. 3/5). Damit waren auf der untersuchten Fläche weiterhin vor allem Mäßigwärmezeiger bis Wärmezeiger zu finden. Vor allem über einen längeren Zeitraum betrachtet kann ein deutlicher Anstieg der mittleren Temperaturzeigerwerte der Vegetationsaufnahmen am Rheinufer festgestellt werden (Abb. 3/11). Dieser Anstieg ist statistisch signifikant ($p < 0,05$ %).



Abb. 3/3: Der Australische Gänsefuß *Chenopodium pumilio* (links) und der Weiße Fuchsschwanz *Amaranthus albus* (rechts) sind Wärme liebende Neophyten. Sie stammen ursprünglich aus Australien bzw. aus dem Süden der Vereinigten Staaten und Mexiko. Beide Arten konnten sich aufgrund des Klimawandels seit den 1980er Jahren am Rheinufer einbürgern. Foto: Rheinufer bei Monheim, links 22.09.2013, rechts 22.09.2017, U. Schmitz.

Tab. 3/1: Pflanzenarten der fünf Untersuchungsgebiete am Rheinufer 2009-2021 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, kursiv = ergänzte Werte), STI = Species Temperature Index [°C] nach SPARRIUS et al. (2018). Abd. = Abundanz im Untersuchungsgebiet Monheim, 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.**

Arname	N	Ebg	A	C ₄	RL	T	STI	2009	2010	2013	2017	2021
<i>Acer negundo</i> juv.	N	E				6	9,6	1	1		2	
<i>Achillea millefolium</i>							6,5		1		1	
<i>Achillea ptarmica</i>						6	6,6	2	2			
<i>Agrostis stolonifera</i>							7,3	3	3	3	2	3
<i>Allium schoenoprasum</i>							6,4		1	1		
<i>Amaranthus albus</i>	N	E		x		8	11,9			1	2	
<i>Amaranthus blitum</i> ssp. <i>emarginatus</i>	N	E		x		7	11,7			3	2	
<i>Amaranthus bouchonii</i>	N	E		x		8	10,3	3	2	3	3	2
<i>Amaranthus powellii</i>	N	E		x		7	10,0	2	1		2	
<i>Anagallis arvensis</i>						6	10,8	2		1		
<i>Arctium lappa</i>						6	8,8	2	1			
<i>Arctium</i> spec.										1	2	1
<i>Artemisia vulgaris</i>						6	7,7	3	2	2	2	
<i>Aster lanceolatus</i> agg.	N	E				7	9,3	2	1			1
<i>Aster x salignus</i>	N	E				6	7,8		1			
<i>Atriplex prostrata</i>						6	8,4				1	
<i>Ballota nigra</i> ssp. <i>meridionalis</i>				A		6	12,0	2				
<i>Bidens frondosa</i>	N	E				6	10,2				1	1
<i>Brassica nigra</i>				A		7	10,3	2	1	1	1	1
<i>Buddleja davidii</i>	N	E				7	9,1				2	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>				A			8,1			1		
<i>Carduus acanthoides</i>				A		5	8,3	1	2		1	
<i>Carduus crispus</i>						6	6,8				1	
<i>Carex acuta</i>						5	7,4	3	2	2		2
<i>Carex hirta</i>						6	8,4	2	1	2	2	
<i>Chaenorhinum minus</i>	N	E				6	8,3	2	1	2	3	1
<i>Chenopodium album</i> agg.							8,3	3	2		2	2
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	N	U				8	12,9				2	
<i>Chenopodium glaucum</i>						6	8,7				2	2
<i>Chenopodium polyspermum</i>						6	8,6	2		2	3	2
<i>Chenopodium pumilio</i>	N	E				7	12,0	3		3	3	3
<i>Chenopodium rubrum</i>							8,9				2	
<i>Cichorium intybus</i>				A		6	9,5		1		1	
<i>Cirsium arvense</i>						5	8,0	3	2	1	3	
<i>Cirsium vulgare</i>						5	8,1		1		2	

Artname	N	Ebg	A	C ₄	RL	T	STI	2009	2010	2013	2017	2021
<i>Citrullus lanatus</i>	N	U				9	8,1				1	
<i>Convolvulus arvensis</i>						6	9,6	3	3	2	1	3
<i>Coryza canadensis</i>	N	E				6	9,0	3	3		3	3
<i>Cynodon dactylon</i>	N	E		x		7	13,6					3
<i>Datura stramonium</i>	N	E				6	9,8	3	2	3	3	3
<i>Daucus carota</i>						6	9,6	2	1			
<i>Digitaria sanguinalis</i>			A	x		7	10,7	1	2	3	3	3
<i>Dittrichia graveolens</i>	N	U				7	12,8	1				
<i>Echinochloa crus-galli</i>			A	x		7	9,5	2	2			
<i>Elymus repens</i>						6	7,3				2	3
<i>Epilobium angustifolium</i>							5,7				1	
<i>Epilobium hirsutum</i>						5	9,1				1	
<i>Epilobium parviflorum</i>						5	9,0				1	
<i>Epilobium tetragonum</i> ssp. <i>lamyi</i>						6	8,7				1	
<i>Eragrostis minor</i>	N	E		x		7	9,7				2	
<i>Erigeron annuus</i>	N	E				6	9,0	1	1		3	
<i>Eupatorium cannabinum</i>						5	9,1	2			2	
<i>Euphorbia esula</i>						6	8,4	2	2			1
<i>Fallopia japonica</i>	N	E				6	8,1			1	1	1
<i>Fallopia x bohemica</i>	N	E				6	7,2		1			
<i>Festuca arundinacea</i>						5	9,1	3	3	3	2	3
<i>Galinsoga ciliata</i>	N	E				6	8,5	2	1	3	2	3
<i>Galinsoga parviflora</i>	N	E				6	8,9	3	3	2	2	1
<i>Galium album</i>							6,4	2	1			
<i>Galium verum</i>						6	7,2	2				
<i>Gnaphalium uliginosum</i>						6	7,6				1	
<i>Helianthus annuus</i>	N	U				7	7,6					1
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	N	E				6	7,8				1	
<i>Herniaria glabra</i>			A			6	8,1				1	
<i>Hypericum perforatum</i>						6	8,6	2	1		3	
<i>Inula britannica</i>						6	8,6	1				
<i>Iris pseudacorus</i>						6	8,3	1	1			
<i>Juncus compressus</i>						5	7,6	2	1	2		
<i>Kickxia elatine</i>			A		2/3/3/3	6	10,3	1			1	
<i>Lactuca serriola</i>			A			7	9,8				1	
<i>Leontodon autumnalis</i>							5,9	1	1	2		1
<i>Lepidium graminifolium</i>						8	13,1	1	1			
<i>Lepidium latifolium</i>						6	9,6					1
<i>Limosella aquatica</i>						6	6,8					1
<i>Linaria vulgaris</i>						6	7,5	2	2		3	

Artname	N	Ebg	A	C ₄	RL	T	STI	2009	2010	2013	2017	2021
<i>Lotus corniculatus</i>							7,4		1			
<i>Lycopersicon esculentum</i>	N	E				8	9,4					1
<i>Lycopus europaeus</i>						6	8,7	1			2	
<i>Lythrum salicaria</i>						5	8,7	2	1	3	2	3
<i>Malva neglecta</i>			A			6	9,4					1
<i>Medicago lupulina</i>						5	8,8	2	1		2	
<i>Mellilotus albus</i>			A			6	8,3				2	
<i>Mellilotus altissimus</i>						6	8,9				2	
<i>Mellilotus officinalis</i>			A			6	8,7		1			
<i>Mentha aquatica</i>						5	8,8		1			
<i>Mentha arvensis</i>							7,6		1			
<i>Mentha longifolia</i>						5	9,3				2	
<i>Oenothera spec.</i>	N	E							1		2	
<i>Ononis spinosa</i>						6	9,5	1	1			
<i>Oxalis stricta</i>	N	E				6	8,6	1				
<i>Persicaria hydropiper</i>						6	8,3	2	3	1		
<i>Persicaria lapathifolia</i> agg.						6	8,1	3	1	3	3	2
<i>Persicaria maculosa</i>						6	8,5		3		2	2
<i>Phalaris arundinacea</i>						5	7,5	3	3		3	2
<i>Physalis peruviana</i>	N	U				9	7,4				1	
<i>Plantago lanceolata</i>			A				8,5	3	2	2	2	3
<i>Plantago major</i> ssp. <i>intermedia</i>						6	8,8	3			2	1
<i>Poa palustris</i>						5	6,6		1		1	
<i>Polygonum aviculare</i> agg.						6	7,8	2	3	2	3	2
<i>Populus balsamifera</i>	N	U					6,6				2	
<i>Populus nigra</i> juv.					2/2/2/3	6	10,4	2	2	2	2	2
<i>Populus x canadensis</i> juv.	N	E				6	10,0	1	1	1	1	1
<i>Portulaca oleracea</i>			A	x		8	11,2			1	3	3
<i>Potentilla anserina</i>						6	7,3	3	3	3	3	2
<i>Potentilla reptans</i>						6	9,1	2	2	3	3	3
<i>Potentilla supina</i>						7	9,4				2	
<i>Pulicaria vulgaris</i>					3/3/3/3	6	10,4	3	1	2	2	
<i>Robinia pseudoacacia</i>	N	E				6	10,1				1	
<i>Rorippa amphibia</i>						6	9,3		1	2		
<i>Rorippa austriaca</i>	N	E				7	8,7				1	3
<i>Rorippa sylvestris</i>						6	8,3	3	3	3	3	3
<i>Rubus caesius</i>						5	8,9	2	2	2	1	3
<i>Rumex crispus</i>						5	8,3				1	1
<i>Rumex obtusifolius</i>						5	8,3	2	1		1	
<i>Rumex stenophyllus</i>	N	E				6					1	

Artname	N	Ebg	A	C ₄	RL	T	STI	2009	2010	2013	2017	2021	
<i>Salix alba</i> juv.						6	9,2		1		1		
<i>Salix caprea</i> juv.							6,3		1				
<i>Salix triandra</i> juv.						5	8,3		1	1		1	
<i>Saponaria officinalis</i>						6	8,3	2	1	1			
<i>Scrophularia nodosa</i>						5	7,6	1	1		2		
<i>Senecio inaequidens</i>	N	E				7	9,3	2	2	1	3	2	
<i>Senecio jacobaea</i>						5	9,0				1		
<i>Senecio vulgaris</i>							8,6				2		
<i>Setaria viridis</i>			A	x		6	9,2	1	1			2	
<i>Silene latifolia</i> ssp. <i>alba</i>						6	8,8		1				
<i>Sisymbrium officinale</i>			A			6	9,2		1	1			
<i>Solanum dulcamara</i>						5	8,5				1		
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>nigrum</i>			A			6		1		1	3		
<i>Solanum nigrum</i> ssp. <i>schultesii</i>			A			7	10,1	1		2	2	1	
<i>Solanum physalifolium</i> var. <i>nitidibaccatum</i>	N	E				7	8,2	1		2	2		
<i>Solidago gigantea</i>	N	E				6	8,2	1	1	1	2		
<i>Sonchus asper</i>			A			5	9,1	1			2	1	
<i>Stellaria aquatica</i>						5	8,9	1					
<i>Symphytum officinale</i>						6	8,8	1		1			
<i>Tanacetum vulgare</i>						6	7,0	2	1	2	2		
<i>Taraxacum officinale</i> agg.							7,3	3	1	1	1		
<i>Trifolium hybridum</i>						6	7,4				1		
<i>Trifolium repens</i>							7,1	3					
<i>Tripleurospermum perforatum</i>			A			6	7,5	2	1				
<i>Urtica dioica</i>							7,3	3	1	1	3	2	
<i>Verbascum nigrum</i>						5	7,3	2	1	1	2		
<i>Verbascum</i> spec.										1			
<i>Verbena officinalis</i>			A			6	11,1	3	2	2	3	2	
<i>Xanthium saccharatum</i>	N	E				7	12,7	2		1	2		
144							72,8	80	79	55	98	52	Artenzahl, Mw 72,8
								6,00	5,91	6,13	6,09	6,15	T-Zeigerw. qual., Mw 6,06
								5,98	5,91	6,13	6,13	6,16	T-Zeigerw. quant., Mw 6,06
								8,87	8,49	8,93	8,83	8,95	STI-Zeigerw. qual., Mw 8,81
								8,78	8,52	8,97	8,91	9,07	STI-Zeigerw. quant, Mw 8,85
								18	16	14	30	16	Anzahl Neoph., Mw 18,8 %
								22,5	20,3	25,5	30,6	30,8	Anteil Neoph. [%], Mw 25,9 %
								5	5	5	7	5	Anzahl C₄-Arten, Mw 5,4
								6,3	6,3	9,1	7,1	9,6	Anteil C₄-Arten [%], Mw 7,7 %

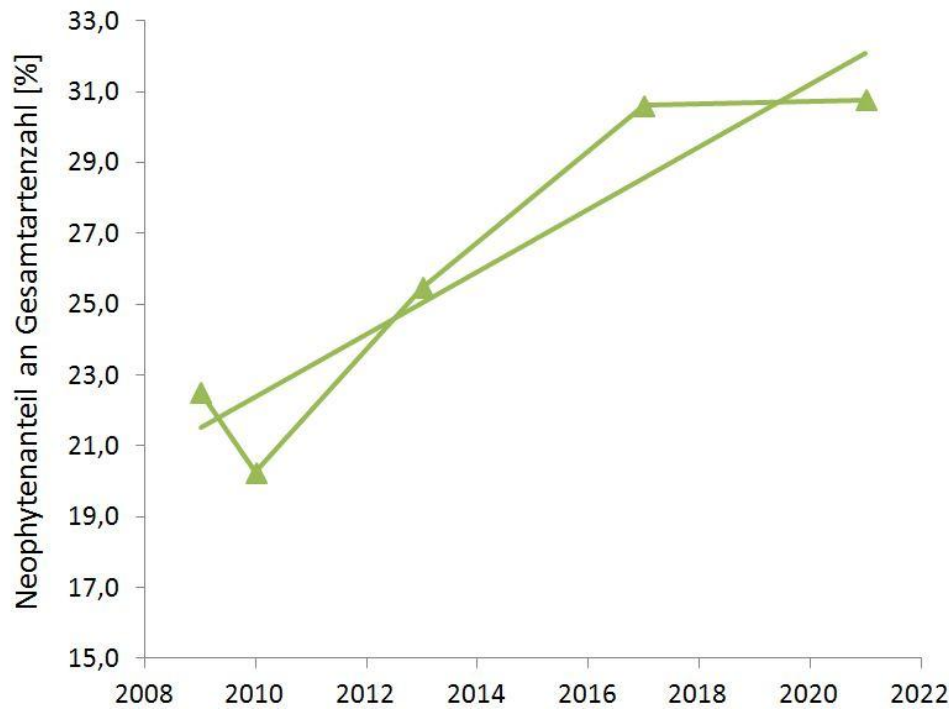


Abb. 3/4: Anstieg des Neophytenanteils an der Gesamtartenzahl in der Daueruntersuchungsfläche am Rheinufer bei Monheim von 2009 auf 2021. Der Anstieg ist statistisch signifikant ($p < 0,05$ %).

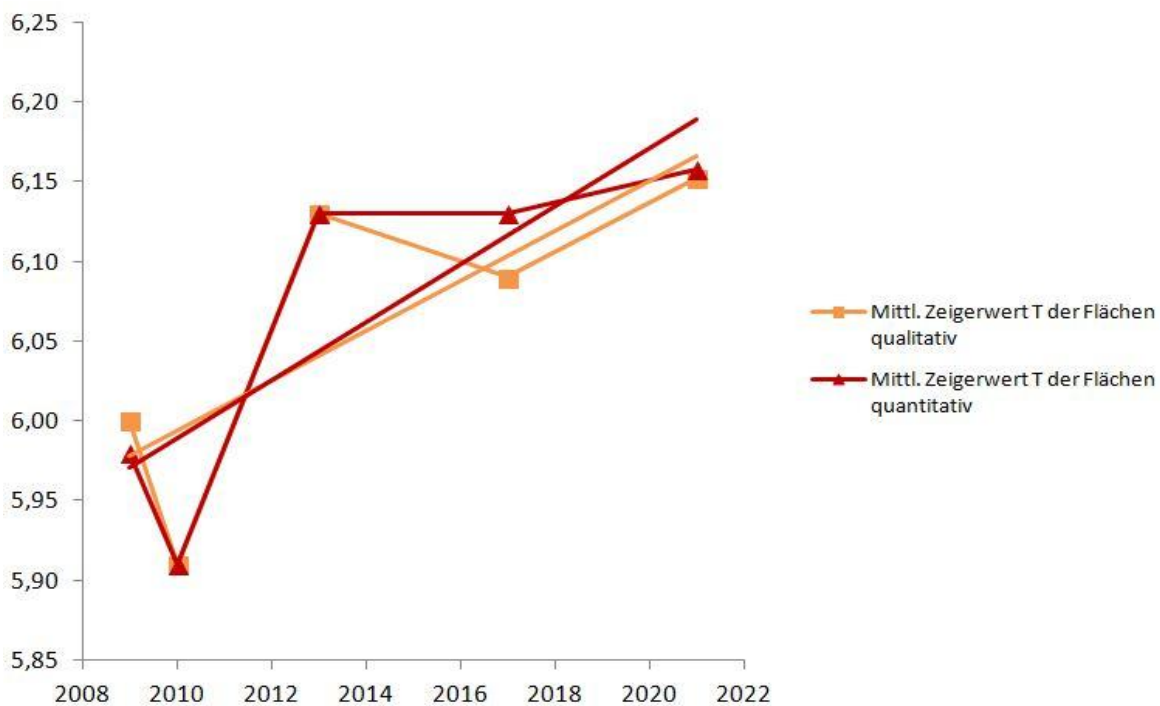


Abb. 3/5: Anstieg der mittleren qualitativen und quantitativen Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) in der Daueruntersuchungsfläche am Rheinufer bei Monheim von 2009 auf 2021. Der Anstieg ist statistisch signifikant ($p < 0,05$ %).

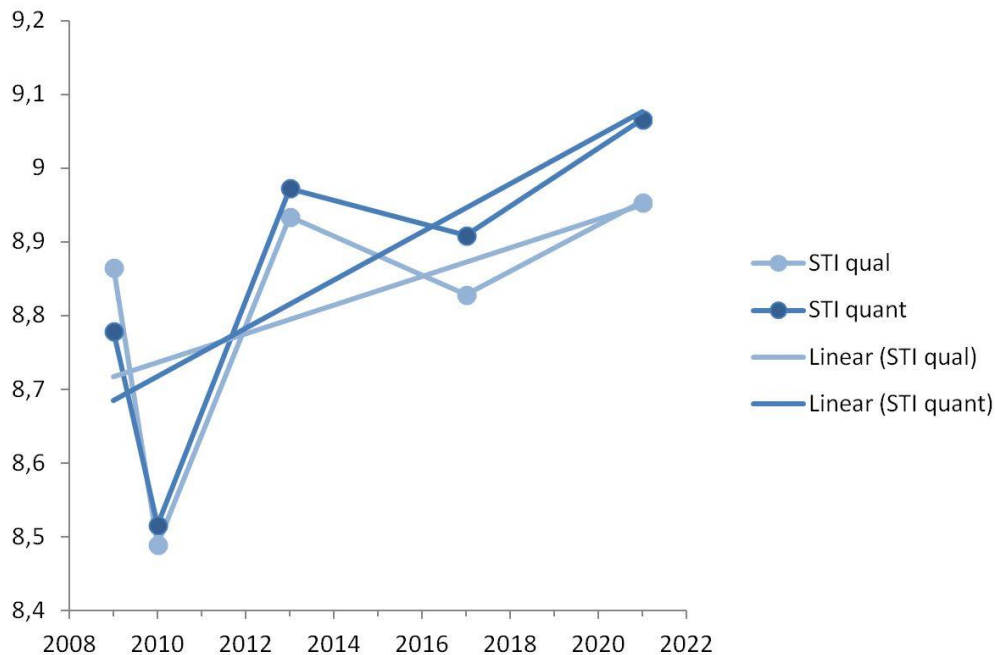


Abb. 3/6: Mittlere STI-Werte (Species Temperature Index [°C] nach SPARRIUS et al. 2018) der Pflanzen in der Untersuchungsfläche am Rheinufer in den Jahren 2008 bis 2021 mit linearer Trendlinie. Es ist eine Zunahme des Anteils Wärme liebender Arten erkennbar. Der Anstieg beider Reihen sowohl der ungewichteten (qual.) als auch der gewichteten (quant.) Werte ist statistisch signifikant ($p < 0,05$ %).

Die Auswertung der STI-Werte (Species Temperature Index) nach SPARRIUS et al. (2018) der Pflanzenarten in der Untersuchungsfläche zeigte Werte zwischen 5,91 °C (*Leontodon autumnalis*) und 13,57 °C (*Cynodon dactylon*). Der Mittelwert lag mit 8,95 °C etwas oberhalb des Durchschnittswertes von 8,81 °C seit dem Beginn der Untersuchungen (Tab. 3/1). Ein Vergleich der aktuellen Daten mit den Vegetationsaufnahmen der vorhergehenden Jahre zeigt einen Anstieg der qualitativen und der quantitativen STI-Temperaturzeigerwerte über die bisherigen Untersuchungsjahre (Abb. 3/6). Dieser Anstieg der STI-Werte ist genau wie der Anstieg des Neophytenanteils (Abb.3/4) und der Anstieg der Ellenbergschen Temperaturzeigerwerte (Abb. 3/5) statistisch signifikant ($p < 0,05$ % Mann-Kendall-Test).

Steinberg

Die Ergebnisse der vegetationskundlichen Aufnahmen der vier Daueruntersuchungsflächen mit Vorkommen der Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica* im Bereich des Steinberges sind in Tab. 3/2 bis 3/5 dargestellt. Die Auswertung der Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) der einzelnen Flächen zeigte für die ungewichtete Berechnung einen leichten Anstieg, für die gewichtete Berechnung einen deutlichen Anstieg der Werte von 2009 bis 2021 (Abb. 3/7, Tab. 3/6): Während die Flächen 2009 noch qualitative Temperaturzeigerwerte zwischen 4,50 und 4,80 aufwiesen (Durchschnitt 4,69), lagen die Werte im Jahr 2021 bereits zwischen 4,67 und 5,11 (Durchschnitt 4,86) Die gewichtete Berechnung unter Berücksichtigung der Deckungsgrade ergab aufgrund der bislang noch hohen Deckungsgrade der Wald-Hainsimse insgesamt niedrigere Werte, die ebenfalls einen Anstieg der T-Zeigerwerte von 2009 auf 2021 aufwiesen (Abb. 3/10). Lagen die mittleren gewichteten Temperaturzeigerwerte der Flächen im Jahr 2009 noch zwischen 4,00 und 4,70 (Durchschnitt 4,28), lagen die Werte 2021 zwischen 4,01 und 5,00 (Durchschnitt 4,44). Letzterer Trend ist statistisch signifikant steigend ($p \leq 0,05$, Mann-Kendall-Test).

Tab. 3/2: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 1 am Steinberg nordwestlich von Erkrath 2009 bis 2021.

Deckungsgrade in %, A: Pfl. wurzelt außerhalb der DF, 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), T_{qual} = ungewichteter mittlerer Temperaturzeigerwert, T_{quant} = mittlerer gewichteter Temperaturzeigerwert, MW = Mittelwert, STI=Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. (2018). 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.:	1						
Datum:	19.05.2009	19.05.2010	16.05.2013	19.05.2017	18.05.2021		
Fläche [m²]:	50	50	50	50	50		
Neigung [°]:	5	5	5	5	5		
Exposition:	N	N	N	N	N		
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA		
Dckg. Baumsch. [%]:	75	75	80	70	75		
h Baumsch. [m]:	30	30	30	30	30		
Dckg. Strauchs. [%]:	.	.	.	30	45		
h Strauchs. [m]:	.	.	.	3	3,5		
Dckg. Krautsch. [%]:	15	18	30	40	15		
Dckg. Moossch. [%]:	.	.	2	2	<1		
Artenzahl Gefäßpfl.:	8	8	9	7	3		
Baumschicht 1:							
<i>Fagus sylvatica</i>	75	75	80	70	75		
Strauchsicht							
<i>Fagus sylvatica</i>	.	.	.	30	45		
Krautschicht:							
	T	STI					
<i>Acer platanoides</i> Klg.	6	7,56	.	.	0,0025	.	.
<i>Carpinus betulus</i> juv.	6	8,97	.	0,1	0,15	.	.
<i>Circaea lutetiana</i>	5	8,90	0,25	0,25	0,005	0,15	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	x	5,38	0,25	0,25	0,04	0,02	.
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	8,39	4	5	15	25	15
<i>Fraxinus excelsior</i> Klg.	5	8,08	0,25	0,1	0,25	.	.
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5	9,00	0,1	.	.	.	0,1
<i>Luzula luzuloides</i>	x	7,35	4	3	1	0,75	.
<i>Luzula sylvatica</i>	4	7,49	2	2	2	1,75	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	x		10	6	15	15	2
<i>Urtica dioica</i>	x	7,27	.	.	.	0,13	.
T_{qual}		4,80	5,00	5,17	4,67	5,00	4,93 T _{qual} MW
T_{quant}		4,70	4,74	4,89	4,93	5,00	4,85 T _{quant} MW
STI_{qual}		7,80	7,79	7,77	7,46	8,70	7,90 STI _{qual} MW
STI_{quant}		7,78	7,88	8,23	8,30	8,40	8,12 STI _{quant} MW

Tab. 3/3: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 2 am Steinberg nordwestlich von Erkrath 2009 bis 2021.

Deckungsgrade in %, A: Pfl. wurzelt außerhalb der DF, 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), T_{qual} = ungewichteter mittlerer Temperaturzeigerwert, T_{quant} = mittlerer gewichteter Temperaturzeigerwert, MW = Mittelwert, STI=Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. (2018). 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:	19.05.2009	19.05.2010	16.05.2013	19.05.2017	18.05.2021	
Fläche [m ²]:	60	60	60	60	60	
Neigung [°]:	30	30	30	30	30	
Exposition:	SW	SW	SW	SW	SW	
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	
Dckg. Baumsch. [%]:	85	85	85	85	70	
h Baumsch. [m]:	30	30	30	30	30	
Dckg. Strauchs. [%]:	.	1	2	1	8	
h Strauchs. [m]:	.	2	2	2	2	
Dckg. Krautsch. [%]:	30	30	30	30	30	
Dckg. Moossch. [%]:	1	1	<1	1	<1	
Artenzahl Gefäßpfl.:	4	5	4	4	3	
Baumschicht 1:						
<i>Fagus sylvatica</i>	85	85	85	85	85	
Strauchsicht:						
<i>Fagus sylvatica</i>	.	1A	2A	1,5A	1,5A	
<i>Ilex aquifolium</i>	.	.	1	1	1	
Krautschicht:						
	T	STI				
<i>Acer platanoides</i> Klg.	6	7,56	.	0,1	.	
<i>Acer pseudoplatanus</i> Klg.	x	8,29	.	.	0,005	
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	8,39	4	3	10	
<i>Hedera helix</i>	5	9,33	.	.	.	
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5	9,00	2	2	2	
<i>Luzula sylvatica</i>	4	7,49	25	25	25	
<i>Maianthemum bifolium</i>	x	4,95	.	0,1	.	
T_{qual}		4,67	5,00	4,67	4,75	4,67
T_{quant}		4,19	4,17	4,32	4,31	4,32
STI_{qual}		8,30	7,48	8,29	8,55	8,30
STI_{quant}		7,70	7,67	7,82	7,82	7,85
						4,75 T _{qual} MW
						4,26 T _{quant} MW
						8,18 STI _{qual} MW
						7,77 STI _{quant} MW

Tab. 3/4: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 3 am Steinberg nordwestlich von Erkrath 2009 bis 2021.

Deckungsgrade in %, A: Pfl. wurzelt außerhalb der DF, 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), T_{qual} = ungewichteter mittlerer Temperaturzeigerwert, T_{quant} = mittlerer gewichteter Temperaturzeigerwert, MW = Mittelwert, STI=Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. (2018). 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:	19.05.2009	19.05.2010	16.05.2013	19.05.2017	18.05.2021	
Fläche [m²]:	50	50	50	50	50	
Neigung [°]:	50	50	50	50	50	
Exposition:	SW	SW	SW	SW	SW	
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	
Dckg. Baumsch. [%]:	80	80	80	85	80	
h Baumsch. [m]:	30	30	30	30	30	
Dckg. Strauchsch. [%]:	
h Strauchsch [m]:	
Dckg. Krautsch. [%]:	50	50	50	46	40	
Dckg. Moossch. [%]:	<1	<1	2	2	1	
Artenzahl Gefäßpfl.:	4	4	5	4	4	
Baumschicht 1:						
<i>Fagus sylvatica</i>	80	80	80	85	80	
Krautschicht:						
	T	STI				
<i>Carpinus betulus</i> juv.	6	8,97	.	0,02	.	
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	8,39	0,25	0,25	0,25	
<i>Hedera helix</i>	5	9,33	.	0,25	0,25	
<i>Luzula luzuloides</i>	x	7,35	0,25	0,25	0,15	
<i>Luzula sylvatica</i>	4	7,49	50	50	45	
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	x	.	0,1	.	.	
T_{qual}		4,50	4,50	5,00	4,67	4,67
T_{quant}		4,00	4,00	4,01	4,03	4,01
STI_{qual}		7,74	7,74	8,31	8,14	8,14
STI_{quant}		7,49	7,49	7,50	7,52	7,50
						4,67 T _{qual} MW
						4,01 T _{quant} MW
						8,02 STI _{qual} MW
						7,50 STI _{quant} MW

Tab. 3/5: Vegetationsaufnahmen der Daueruntersuchungsfläche 4 am Steinberg nordwestlich von Erkrath 2009 bis 2021.

Deckungsgrade in %, A: Pfl. wurzelt außerhalb der DF, 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), T_{qual} = ungewichteter mittlerer Temperaturzeigerwert, T_{quant} = mittlerer gewichteter Temperaturzeigerwert, MW = Mittelwert, STI=Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. (2018). 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:	19.05.2009	19.05.2010	16.05.2013	19.05.2017	18.05.2021
Fläche [m ²]:	40	40	40	40	40
Neigung [°]:	50	50	50	50	50
Exposition:	SW	SW	SW	SW	SW
Gesellschaft:	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA	L-FA
Dckg. Baumsch. [%]:	85	90	90	90	90
h Baumsch. [m]:	30	30	30	30	30
Dckg. Strauchs. [%]:	5A	10A	10A	12A	14
h Strauchs. [m]:	7	6	6	7	7
Dckg. Krautsch. [%]:	60	60	50	80	60
Dckg. Moossch. [%]:	<1	<1	<1	1	<1
Artenzahl Gefäßpfl.:	9	11	13	15	15
Baumschicht 1:					
<i>Fagus sylvatica</i>	85	90	90	90	90
Strauchschicht:					
<i>Crataegus laevigata</i>	2	3	3	4	4
<i>Fagus sylvatica</i>	5A	8A	8A	12A	10A
Krautschicht:					
	T	STI			
<i>Acer platanoides</i> Klg.	6	7,56	.	.	0,005
<i>Carpinus betulus</i> juv.	6	8,97	.	0,1	0,5
<i>Corylus avellana</i> juv.	5	7,96	2	2	3
<i>Crataegus monogyna</i> juv.	5	9,36	.	.	0,02
<i>Fagus sylvatica</i> juv.	5	8,39	4	4	8
<i>Fraxinus excelsior</i> Klg.	5	8,08	.	.	0,0025
<i>Hedera helix</i>	5	9,33	8	10	10
<i>Ilex aquifolium</i> juv.	5	9,00	.	0,1	.
<i>Lonicera periclymenum</i>	5	8,66	.	.	0,04
<i>Luzula luzuloides</i>	x	7,35	.	.	0,05
<i>Luzula sylvatica</i>	4	7,49	50	50	40
<i>Melica uniflora</i>	5	8,92	1	5	4
<i>Poa nemoralis</i>	x	6,55	0,5	0,1	0,25
<i>Quercus robur</i> Klg.	6	8,32	.	.	0,04
<i>Rosa spec.</i> juv.	.		0,5	0,5	0,5
<i>Veronica officinalis</i>	x	6,41	0,25	0,1	0,01
<i>Viola riviniana</i>	x	7,19	.	.	0,02
T_{qual}		4,80	5,11	5,13	5,17
T_{quant}		4,23	4,31	4,40	4,52
STI_{qual}		7,86	8,18	8,02	8,42
STI_{quant}		7,79	7,92	8,00	8,08
					5,11
					5,06
					4,38
					8,14
					7,92
					T_{qual} MW
					T_{quant} MW
					STI_{qual} MW
					STI_{quant} MW

Tab. 3/6: Übersicht über die Entwicklung in den Daueruntersuchungsflächen am Steinberg.

2009	2010	2013	2017	2021	MW	Parameter
15	20	21	19	15	18,0	Artenzahl
8	12	12	13	9	10,8	Arten mit Zeigerwert T
4,69	4,90	4,99	4,81	4,86	4,85	Mittl. Zeigerwert T der Flächen qualitativ
4,28	4,31	4,41	4,45	4,44	4,38	Mittl. Zeigerwert T der Flächen quantitativ
4,88	5,17	5,17	5,15	5,10	5,09	Mittl. Zeigerwert T der Gesamtartenliste
7,93	7,80	8,10	8,14	8,35	8,06	Mittl. Zeigerwert STI der Flächen qualitativ
7,69	7,74	7,89	7,93	7,89	7,83	Mittl. Zeigerwert STI der Flächen quantitativ
7,81	7,78	7,93	8,18	8,31	8,00	Mittl. Zeigerwert STI der Gesamtartenliste

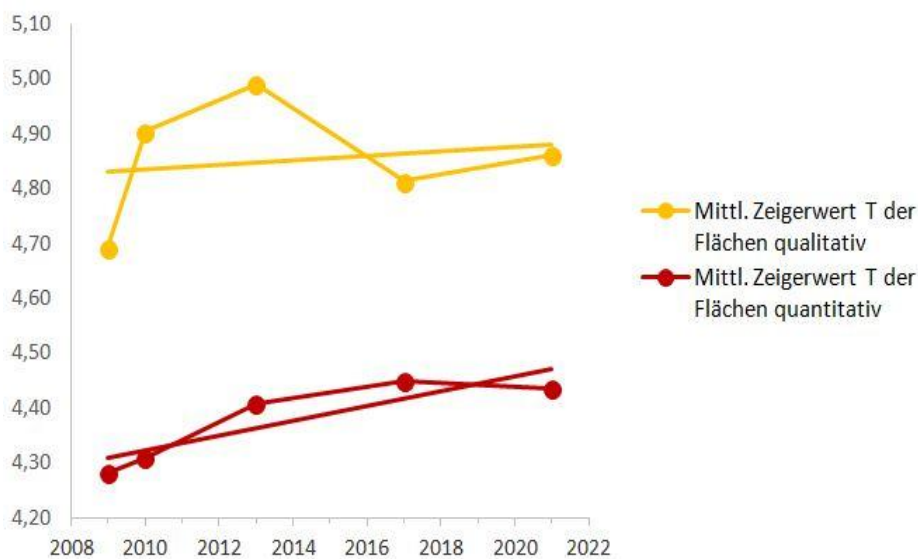


Abb. 3/7: Die Entwicklung der mittleren Temperaturzeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) in den Daueruntersuchungsflächen am Steinberg von 2009 bis 2021. Gewichtete Werte mit signifikant steigendem Trend, ungewichtete Werte ohne signifikanten Trend (Mann-Kendall Trend Test).

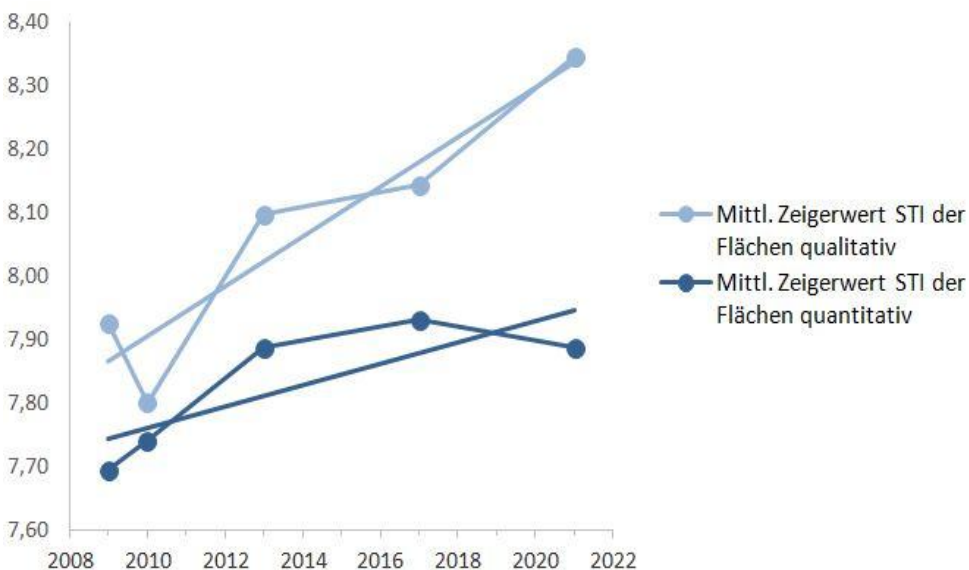


Abb. 3/8: Die Entwicklung der mittleren STI-Zeigerwerte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) in den Daueruntersuchungsflächen am Steinberg von 2009 bis 2021. Gewichtete und ungewichtete Werte mit signifikant steigendem Trend (Mann-Kendall Trend Test).

Auch bei Berechnung der mittleren STI-Werte (Species Temperature Index nach SPARRIUS et al. 2018) zeigt sich ein Anstieg Wärme liebender Pflanzen sowohl bei Betrachtung der reinen Artzusammensetzung (ungewichtete Werte STI_{qual}) als auch unter Berücksichtigung der Deckungsgrade der einzelnen Arten (gewichtete Werte STI_{quant}) (Abb. 3/8, Tab. 3/6). Diese Trends sind statistisch signifikant steigend ($p \leq 0,05$, Mann-Kendall-Test).

Diskussion

Rhein

Der Neophytenanteil in der Dauerfläche von über 30 % liegt in etwa im Bereich der Werte der Erhebungen im Rahmen des Klimafolgenmonitorings in Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2022) Bei einem Vergleich von Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer seit der Mitte des 20. Jahrhunderts (LOHMEYER 1970, MAY 1988, LOHMEYER & SUKOPP 1992, WISSKIRCHEN 1995, RIENER 2004) mit eigenen Daten konnte gezeigt werden, dass der Anteil der Neophyten auf den Sand- und Kiesbänken des gesamten Niederrheins zwischen Monheim und der niederländischen Grenze von 9,9 % in den 1960er Jahren auf 27,5 % um die Jahrtausendwende angestiegen ist (Abb. 3/9) (SCHMITZ 2006). Die Werte der Jahre 2009 und 2010 lagen zwar zum Teil unterhalb der Werte für den gesamten Niederrhein aus den vorangegangenen Jahren, 2013 bis 2021 war jedoch wieder ein höherer Anteil zu verzeichnen, und auch der langfristige Trend zeigt deutlich aufwärts (Abb. 3/5 und 3/9). Das gleiche gilt für die langfristige Entwicklung der Anteile von C_4 -Pflanzenarten in den Vegetationsaufnahmen (Abb. 3/10). Diese Arten sind aufgrund ihres speziellen Photosynthesestoffwechsels an besonders warme und sonnige Standorte gebunden.

Etlliche der neophytischen Arten stammen aus Regionen mit mediterran-subtropischem Klima. Einbürgerungsprozesse solcher Arten werden von der Klimaerwärmung gefördert. So konnte für den Niederrhein

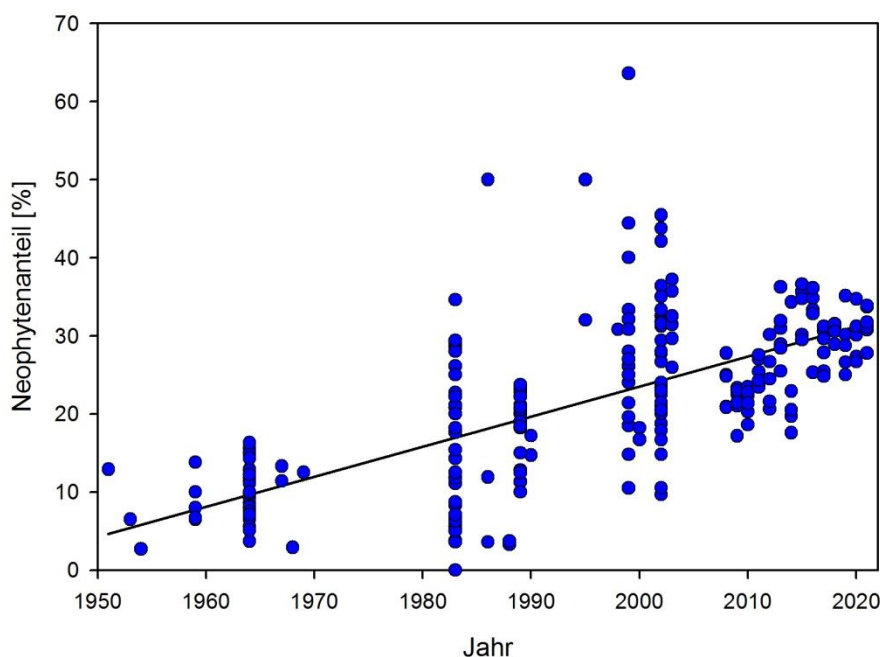


Abb. 3/9: Anstieg des Neophytenanteils in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer zwischen 1951 und 2021. Aktualisierte Daten nach SCHMITZ 2006. Aufnahmen aus Monheim aus den Jahren 2003 (RIENER 2004) und 2009-2021 (aktuelle Dauerfläche) sowie Klimafolgenmonitoring Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2008-2022).

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). In den letzten Jahrzehnten war insgesamt eine deutliche Zunahme Wärme liebender Arten am Rheinufer

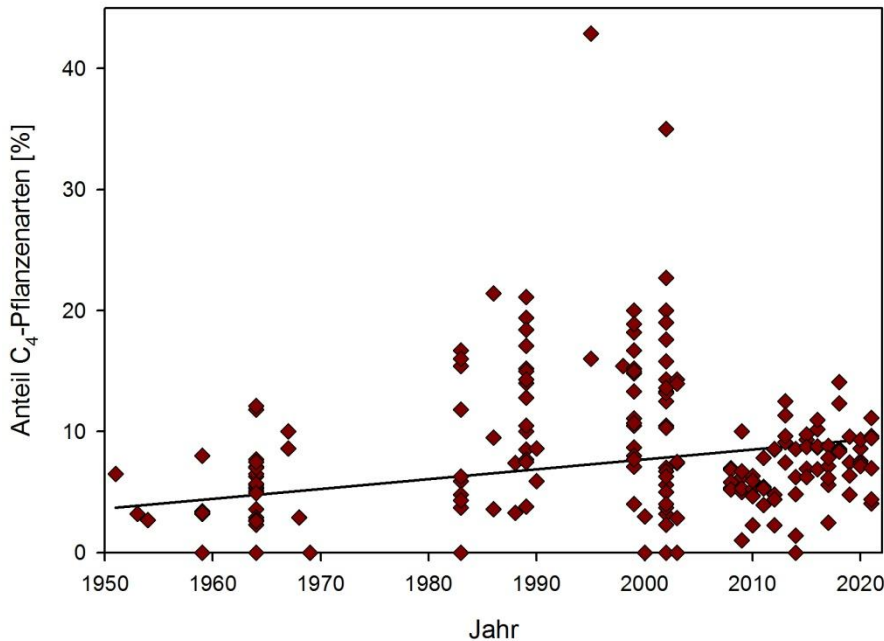


Abb. 3/10: Anstieg des Anteils an C₄-Pflanzen in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer zwischen 1951 und 2021. Aktualisierte Daten nach SCHMITZ 2006. Aufnahmen aus Monheim aus den Jahren 2003 (RIENER 2004) und 2009-2021 (aktuelle Dauerfläche) sowie Klimafolgenmonitoring Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2008-2022).

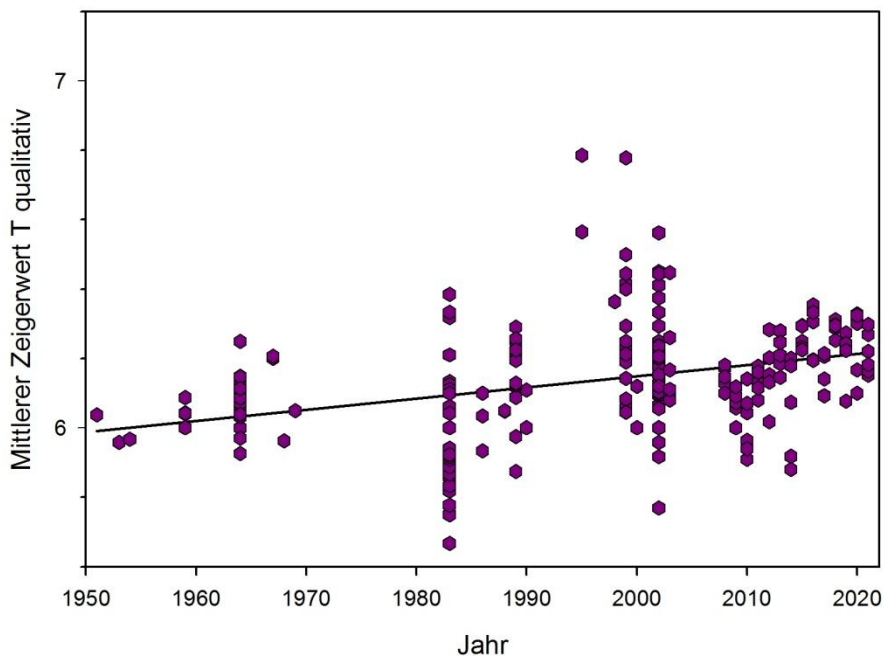


Abb. 3/11: Anstieg des ungewichteten mittleren Temperaturzeigerwertes nach ELLENBERG et al. (1992) in Vegetationsaufnahmen vom Rheinufer zwischen 1951 und 2021. Aktualisierte Daten nach SCHMITZ 2006. Aufnahmen aus Monheim aus den Jahren 2003 (RIENER 2004) und 2009-2021 (aktuelle Dauerfläche) sowie Klimafolgenmonitoring Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2008-2022).

zu beobachten (SCHMITZ 2004a, 2006, SCHMITZ & LÖSCH 2005). Mit einem mittleren Temperaturzeigerwert von 6,15 für die ungewichtete und 6,16 für die gewichtete Berechnung liegt die Monheimer Dauerfläche in der Größenordnung der fünf Dauerflächen am Rheinufer auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf, die im Rahmen des dortigen Klimafolgenmonitorings im Jahr 2008 eingerichtet wurden, und die im Jahr 2021 Werte von im Durchschnitt 6,23 für die ungewichtete bzw. 6,23 für die gewichtete Berechnung aufwiesen (SCHMITZ et al. 2009-2022). Ähnlich wie die Düsseldorfer Werte liegen auch die Werte der Monheimer Daueruntersuchungsfläche aus den Jahren 2009 und 2010 etwas unterhalb der Werte für den gesamten Niederrhein aus den letzten Jahren, 2013 bis 2021 war wieder ein deutlicher Anstieg erkennbar, und der langfristige Trend zeigt deutlich aufwärts (Abb. 3/11).

Steinberg

Die mittleren Temperaturzeigerwerte (ELLENBERG et al. 1992) der Flächen am Steinberg liegen leicht unterhalb der Werte der im Rahmen des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf (SCHMITZ et al. 2022) untersuchten Flächen. Wärmezeiger wie Esskastanie *Castanea sativa* und Walnuss *Juglans regia*, die in vergleichbaren Dauerflächen mit Wald-Hainsimse auf Düsseldorfer Stadtgebiet gefunden worden waren



Abb. 3/12: Die Wald-Hainsimse *Luzula sylvatica*, ist einer der wenigen Kühle- bis Mäßigwärmezeiger (Temperaturzeigerwert 4) in der Flora des Kreises Mettmann. Diese Art, die in den Buchenwäldern nordwestlich von Erkrath vorkommt, ist ein möglicher Verlierer des Klimawandels.. Steinberg, 19.05.2009, Foto: U. Schmitz.

(SCHMITZ et al. 2009-2022), konnten in den Dauerflächen am Steinberg noch nicht nachgewiesen werden. Im Gegensatz zu den Flächen auf Düsseldorfer Gebiet, in denen die Wald-Hainsimse kontinuierlich im Rückgang begriffen ist (SCHMITZ et al. 2022), sind die Bestände auf den Flächen im Kreis Mettmann nicht ganz so stark rückläufig.

Da das Untersuchungsgebiet am Steinberg abgesehen von Forstwirtschaft mit geringer Intensität augenscheinlich keiner besonderen sonstigen Beanspruchung und Nutzungsänderung unterliegt, sind die dortigen Flächen für ein Monitoring gut geeignet. Die Erwärmung des Klimas könnte eine Ursache des sich bereits abzeichnenden Rückgangs von *Luzula sylvatica* und anderen Kühle

und Mäßigwärme zeigenden Arten sein und langfristig zu einer Etablierung von Wärmezeigern wie *Castanea sativa* in den Untersuchungsflächen führen, wenn sonstige äußere Einflüsse, die Veränderungen der Standortbedingungen zur Folge haben, ausgeschlossen sind. Es ist allerdings zu beachten, dass das Verschwinden Kühle liebender Arten im Allgemeinen langsamer von Statten geht 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 vor einem besonders langfristigen zeitlichen Untersuchungshorizont angelegt sein.

Literatur

ADOLPHY, K. (1994): Flora des Kreises Mettmann unter besonderer Berücksichtigung von Schutzgebieten. Biologische Station Urdenbacher Kämpfe (Hrsg.), 256 S.

ADOLPHY, K. (2004): Flora des Kreises Mettmann. 1. Nachtrag. Manuskript 40 S. http://www.biostation-dme.de/fileadmin/media/nachtrag_zur_flora_des_kreises_mettmann.pdf, aufgerufen am 12.01.2010.

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.

- HAEUPLER, H., JAGEL, A. & SCHUMACHER, W. (2003): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Nordrhein-Westfalen. Hrsg.: Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW, 616 S., Recklinghausen.
- 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.
- 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>
- 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.
- 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. 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 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. (2011): 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 Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 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. Unveröffentl. 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. (2014): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2013 – 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, 164 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, 191 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, H., WIROOKS, L. & BUSCH, J. (2018): 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 Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2019): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2018 – 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. 234 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2020): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2019 – 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. 251 S.

SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2021): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2020 – 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. 260 S.

SPARRIUS, L. B., G. G. VAN DEN TOP & C. A. M. VAN SWAAY (2018): An approach to calculate a Species Temperature Index for flora based on open data. *Gorteria* 40: 73-78. Data

<https://github.com/laurensparrius/species-temperature-open-data/blob/master/SpeciesSTlv2.csv>
(aufgerufen 03.12.2019).

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

Der Kreis Mettmann hat in den Jahren 2009, 2010, 2013 und 2017 im Rahmen der Untersuchungen zum Klimafolgenmonitoring auch die Heuschrecken im Naturschutzgebiet Felderbachtal in Velbert und im NATURA 2000 Gebiet Hildener Heide (Bereich Sandberg) untersuchen lassen. Diese Dokumentationen von STEVENS (2014) und (PIEREN 2018) beinhalten bereits wesentliche Grundlagen, die im nachfolgenden Text in Auszügen übernommen wurden. STEVENS (2014) verweist bereits auf viele Untersuchungen, in denen die Heuschrecken als klimasensible Arten beschrieben werden. Einige Arbeiten wurden in den letzten Jahren zu diesem Thema neu publiziert: ROHDE et al. (2017), HAFNER & ZIMMERMANN (2008), BEHRENS et al. (2009a, b), PONIATOWSKI et al. 2020, FARTMANN 2021, FARTMANN et al. 2021). Die Auswirkungen des Klimawandels auf Habitate und damit indirekt auch auf die darin lebenden Heuschrecken wurde ausführlich durch STREITBERGER et al. (2016) dargestellt.

Auf dem Gebiet der Bundesrepublik Deutschland werden aktuell 86 Arten nachgewiesen¹. Mehr als die Hälfte der Arten steht auf der Roten Liste Deutschlands. Es handelt sich um 42 Arten Langfühler- und 47 Kurzfühlerschrecken. In NRW wurden bislang 54 Arten nachgewiesen: 24 Arten Langfühler- und 30 Kurzfühlerschrecken (VOLPERS & VAUT 2010). In der Stadt Düsseldorf und im Kreis Mettmann wurden bislang 33 Heuschreckenarten gefunden (14 Arten Langfühler- und 19 Kurzfühlerschrecken), wovon vier Arten (*Oedipoda caerulea*, *Platycleis albopunctata*, *Sphingonotus caerulea* und *Stethophyma grossum*) noch nicht bei PIEREN et al. (1997) aufgeführt sind (vgl. Tab. 4/4 und 4/5).

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

- Veränderungen des Verbreitungsareals
- Veränderungen in der Phänologie (jährlich Entwicklungsphasen und -zeiten)
- Veränderungen bezüglich der Populationsdichte, der „Lebensgeschichte“ und Veränderungen in der Konkurrenz zu anderen Arten

Die Heuschreckenentwicklung hängt direkt von der jährlich verschiedenen Witterung (feucht-lange bewölkt, warm-sonnig) ab, wobei auch die Vegetationsstruktur sehr wichtig ist.

In den letzten Jahrzehnten ist bereits eine deutliche Ausbreitung von Wärme liebenden Arten aus verschiedenen Organismengruppen festzustellen. Beispielsweise brüteten Bienenfresser *Merops apiaster* im Jahr 2016 und 2017 in Erkrath. Wärmeliebende Libellen wie zum Beispiel Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*, Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* oder Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii* wies SCHMITZ (2022) zwischen 2009 und 2021 in der südlichen Urdenbacher Kämpe (Monheimer Stadtgebiet) nach. Bei den Heuschrecken erweiterte das Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* das Areal seit 1994 im Rheintal bis Wesel und inzwischen zunehmend in die angrenzenden Städte (Ruhrgebiet und eigene Beobachtung 2017 in Hilden, teilweise über Transportwege mit der Bahn). Die Blauflügelige Ödlandschre-

¹ <https://dgfo-articulata.de/heuschrecken> (zuletzt aufgerufen 21.01.2022).

² <http://dgfo-articulata.de/heuschrecken> (zuletzt aufgerufen am 09.01.2022)

cke *Oedipoda caerulescens* wurde 1998 erstmals von KRAUSE (mündl. Mittlg.) in Monheim auf einem Bahngelände beobachtet. Inzwischen existiert in der Region neben kleinen Populationen an Baggerseen und am Rheinufer (SCHMITZ mündl. Mittlg.) auch am Hildener Sandberg eine stabile Population (PIEREN 2014). Überregional bietet sich in Hessen mit der nordwärts gerichteten Verbreitung der Gottesanbeterin *Mantis religiosa* ein anschauliches Beispiel für die Arealerweiterung einer Fangschrecke. Diese Art hat inzwischen den Taunus erreicht.

Es gibt aber auch einige Heuschreckenarten, die für ihre Ei- und Larvalentwicklung sehr feuchte Habitate benötigen. Diese Feuchthabitate sind durch die Klimaerwärmung sehr nachteilig betroffen. Aufgrund der zunehmenden sommerlichen Trockenheit erwarten BEHRENS et al. (2009a) große Verluste von Feuchtlebensräumen (vergl. STREITBERGER et al. 2016). Zu den Verlierern des Klimawandels gehört mit dem Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* eine Art, die gerade im Felderbachtal in den letzten Jahrzehnten mehrfach dokumentiert wurde (PIEREN 1997, SCHULZE 2016). Erkenntnisse von BEHRENS et al. (2009a, b) deuten darauf hin, dass es sich möglicherweise auch bei der Gewöhnlichen Strauchschrecke *Pholidoptera griseoptera*, die ebenfalls im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen nachgewiesen wurde, ebenfalls um einen „Verlierer“ des Klimawandels handeln könnte. Die Art ist nach eigener Einschätzung bereits deutlich seltener zu hören als noch vor 20 Jahren.

Die jährliche Heuschreckenentwicklung und Individuendichte schwankt je nach Großwetterlage (eher feucht, bewölkt; sonnig, warm). Zudem spielt die Vegetationsstruktur für Heuschrecken eine wesentliche Rolle (lückig, kleinwüchsig oder eher hoch und dicht wachsend). Direkte klimatische Auswirkungen lassen sich nur durch langfristige, regelmäßige Kartierungen unter Beobachtung der jeweiligen Witterung analysieren.

Gebietsauswahl und Gebietsbeschreibung

Wie bereits in den Jahren 2009, 2010, 2013 und 2017 vereinbarte die Untere Naturschutzbehörde des Kreises Mettmann mit der Biologischen Station Haus Bürgel – Stadt Düsseldorf – Kreis Mettmann e. V. die Kartierung in den Feuchtwiesen im NSG Felderbachtal (Velbert-Nierenhof) sowie auf den Trockenrasen und Heiden am Sandberg im NATURA 2000 Gebiet Hildener Heide (Hilden) durchzuführen.

Beide Monitoringgebiete befinden sich im öffentlichen Eigentum. Dies war wichtig, um über die Absprachen mit den Eigentümern und Bewirtschaftern die Habitatstruktur entsprechend den NSG Zielen über die Jahre weitgehend erhalten zu können. Gravierende Nutzungsänderungen oder die Nutzungsaufgabe konnten so vermieden werden. Damit blieb die Vergleichbarkeit der mehrjährigen Kartierungen annähernd gewährleistet.

Das kartierte Grünland im NSG Felderbachtal gehört dem Kreis Mettmann und wird durch die Untere Naturschutzbehörde des Kreises Mettmanns betreut. Beide Flächen wurden nur zweimal jährlich durch zwei unterschiedliche Pächter gemäht. Seit 2017 bleiben bei der Mahd Rückzugsgrasstreifen bzw. Flächen für Insekten stehen. Diese Maßnahme wurde kurzfristig zur Erhöhung der Biodiversität vereinbart. Das NATURA 2000 Gebiet Hildener Heide mit den Untersuchungsflächen am Sandberg gehört der Stadt Hilden und ist Betreuungsgebiet der Biologischen Station Haus Bürgel. Entsprechend den Schutzzielen dieses landesweit bedeutenden Heidegebietes auf der Bergischen Heideterrasse beweiden zweimal jährlich ca. 250 Heidschnucken und 40 Ziegen diese Flächen. Tagsüber weiden Sie auf der Heidefläche,

abends wird die Herde außerhalb der nährstoffarmen Sandflächen gepfercht. Die Ziegen verbeißen Birkenjungwuchs und unterstützen das Offenhalten der Flächen.

Mehrere Zusammenstellungen zu Heuschreckenvorkommen liegen vor für den gesamten Kreis Mettmann (PIEREN et al. 1997), für das Felderbachtal (PIEREN 1997, SCHULZE 2016) und für den Sandberg in der Hildener Heide (PIEREN 2014). Durch die Ergebnisse der vergangenen Monitoringuntersuchungen 2009, 2010 und 2013 von STEVENS (2010, 2011, 2014) und 2017 durch PIEREN (2018) sind ausreichende lokale Vergleichsdaten vorhanden. Leider fehlt seit der letzten Roten Liste der Heuschrecken NRW (VOLPERS & VAUT 2010) ein weitgehend vollständiger Überblick über die aktuelle landesweite Verbreitung der Heuschrecken. Anfang der 2000er Jahre wurde landesweit letztmals die Verbreitung der meisten in NRW vorkommenden Arten in Manuskriptform zusammengestellt. Diese Daten sind jedoch inzwischen veraltet und bilden keine Basis zum Vergleich der Verbreitungen. Aktuelle Verbreitungskarten sind auf der Homepage der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie zu finden (<https://dgfo-articulata.de/heuschrecken>).

Gebiet 1: NSG Felderbachtal (Stadt Velbert)

Das 13 ha große NSG Felderbachtal befindet sich etwa 100 m ü NN östlich von Velbert-Bonsfeld direkt an der Grenze zwischen den Kreisen Mettmann und Hattingen. Das Gebiet gehört naturräumlich zum Bergisch-Sauerländischen Unterland. Der Felderbach ist ein schnell fließender, ca. 3-4 m breiter, durch einen dichten bachbegleitenden Erlenuwald (FFH LRT 91E0) stark beschatteter Bach. Sowohl im östli-

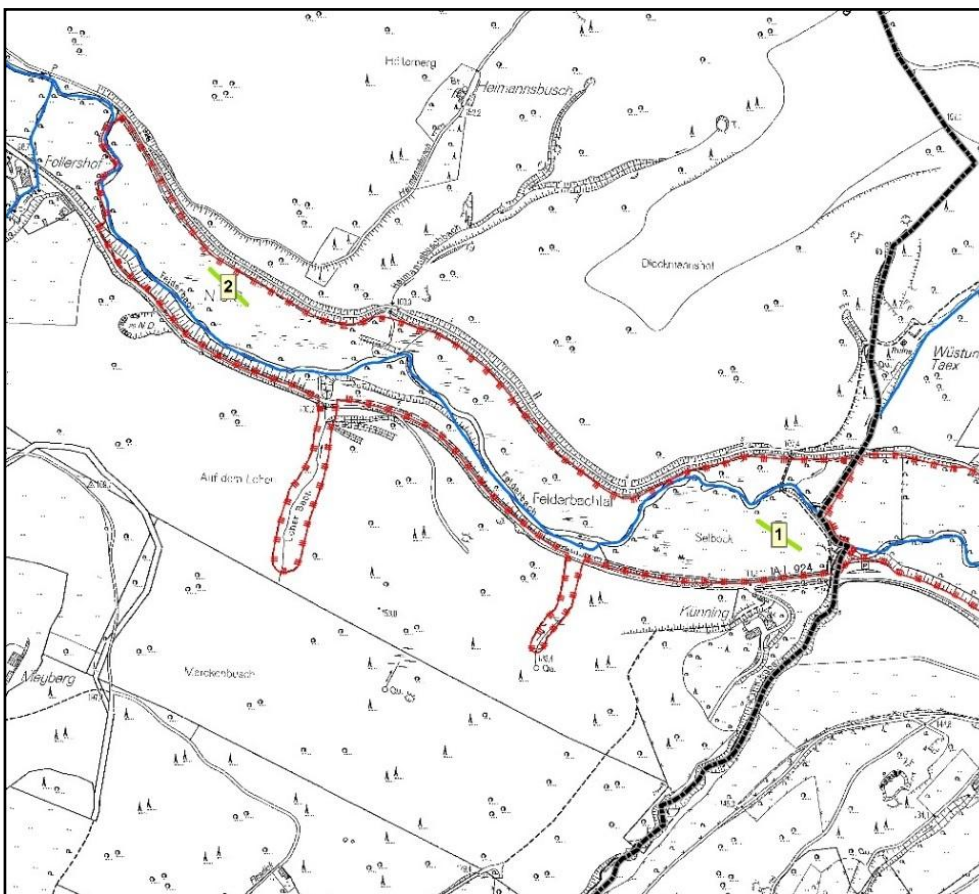


Abb. 4/1: Untersuchte Transekte im Felderbachtal (grün), NSG-Grenze (rot) und Bachlauf (blau).

chen als auch im westlichen Bereich des NSGs existieren Grünlandflächen. Schutzziel ist die Erhaltung eines naturnahen Bachtals mit Feuchtgrünland und Grünlandbrachen sowie der Erhalt und die Optimierung eines weitgehend naturnahen Bachlaufes mit bodenständig-standortgerechten Ufergehölzen. Das mäßig beeinträchtigte Gebiet hat eine regionale Bedeutung (KREIS METTMANN 2010).



Abb. 4/2 a und b: Transekt 1 (links) und Transekt 2 (rechts) im Felderbachtal. Fotos: 18.07.2017, H. Pieren.

Für das Monitoring wurden dieselben Grünlandflächen wie bei den vorherigen Kartierungen verwendet. Der Transekt 1 (Abb. 4/1 und 4/2 a) befindet sich in der nach Norden zum Felderbach geneigten Selbeckwiese an der östlichen NSG-Grenze, die zugleich die Kreisgrenze zum Ennepe-Ruhr-Kreis bildet. Diese Wiese besitzt einen Feuchtegradienten von eher trocken (im Südosten) zu eher feucht im Nordwesten in Bachnähe. Der Feuchtwiesebereich ist ein nach § 42 streng geschützter Biotop GB 4608-0025. Er besitzt teilweise hochwertigen Feuchtwiesencharakter. In den trockeneren Bereichen ist die Magerwiesen-Margerite im Juni Aspekt bildend (SCHULZE 2016). Im Juli 2017 wurde diese Wiese durch den Bewirtschafter gemäht, erstmals unter Belassen mehrerer Rückzugsstreifen für Insekten. Diese Anpassung der Bewirtschaftungsweise erfolgte auf Veranlassung der UNB Kreis Mettmann unter Beachtung der Empfeh-

lungen von STEVENS (2014) und insbesondere SCHULZE (2016). Die Mahd erfolgte jedoch mit einem Kreiselmäher. Diese Art der Bewirtschaftung tötet allerdings aufgrund der Rotation sehr viele Insekten (HUMBERT et al. 2010). Die Balkenmäher-Mahd wie auf Wiese 2 durchgeführt ist dagegen viel schonender für die Insekten. Allein diese unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen wirken sich beträchtlich auf die absoluten Individuenzahlen aus. Bei einem Vergleich langjähriger Ergebniszahlen muss die Bewirtschaftungsweise berücksichtigt wer-



Abb. 4/3: Streifen- und Inselmahd im Felderbachtal. Foto: 18.07.2017, H. Pieren.

den. Das Heu wurde in Kunststoffballen gepresst und lag noch im September 2017 am östlichen Wiesenrand. Noch am 29.09.2017 hatte – vermutlich aufgrund der instabilen Wetterlage – kein zweiter Schnitt stattgefunden.

Der Transekt 2 (Abb. 1 und 4/2 b) liegt im Westen innerhalb des nach §42 BNatSchG streng geschützten Biotops mit LANUV-Code GB-4608-0025. SCHULZE (2016) ordnet die Wiese als seggenreiche Waldbinsen-Sumpfwiese und Binsen-Pfeifengraswiese (FFH LRT 6410) ein. Als herausragende Pflanzenarten werden Knabenkrautarten, Teufelsabbiss und Wald-Läusekraut genannt. Die Vegetation wächst 50-80 cm hoch und sehr dicht. Diese Wuchsform ist für die Zusammensetzung der dort lebenden Heuschreckenarten relevant. In den Flächen befinden sich schmale eingetiefte, weitgehend feuchte Rinnen. Diese weisen zusammen mit einem heute trockenen, am Hang parallelen laufenden Graben auf eine historische Wässerwiesenbewirtschaftung hin.

Die aktuelle Bewirtschaftung ist schon seit mehreren Jahren abgestimmt auf den hohen Naturschutzwert. Eine abschnittsweise Mahd mit Balkenmäher, Heuschwadern und Entnahme mit Ladewagen schont gegenüber der Kreiselmähermahd auf der Wiese 1 die Heuschrecken. Möglicherweise ist diese unterschiedliche Mähweise neben der Mahd im Juli auch ein Grund für die deutlich höhere Individuendichte entlang des Transektes 2 gegenüber dem Transekt 1.

Gebiet 2: NSG Sandberg (Stadt Hilden)

Das NSG Sandberg (Abb. 4/4 und 4/5) ist ein Teil des Natura 2000 Gebietes Hilden-Spörkelnbruch. Das Gebiet befindet sich auf der Bergischen Heideterrasse. Der Sandberg ist eine von insgesamt acht NSG-Teilflächen, aus denen das Natura 2000 Gebiet gebildet wird. Zwischen Hilden und Haan liegen diese

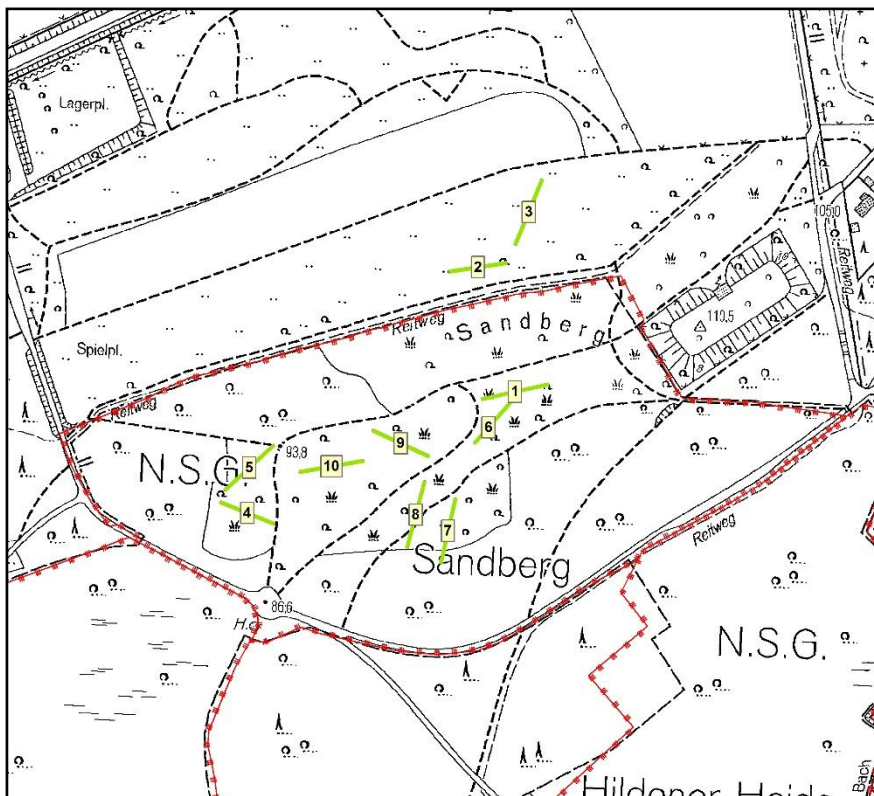


Abb. 4/4: Untersuchte Transekte auf dem Sandberg (grün) und NSG-Grenzen (rot).

Moor- und Bruchwälder, feuchten Eichen- Birkenwälder, naturnahen Sandbäche, Feuchtheiderelikte und Trockenheide sowie Feuchtwiesen. Es bildet mit der Ohligser Heide und dem Further Moor einen Biotopverbund auf der Bergischen Heideterrasse, der sich nach Süden bis zur Wahner Heide erstreckt.

Schutzziele sind der Erhalt, die Optimierung und die Vergrößerung der Besenheide-Flächen und Sandtrockenrasen durch extensive Beweidung mit Schafen und Ziegen und Entbuschung (Abb. 4/6),



Abb. 4/5 a und b: Transekte auf dem Sandberg in der Hildener Heide. Links: Transekt 9 zwei Tage nach einem Starkregen, der viel Sand auf den Hang gespült hatte und die bereits sehr lückige Vegetation weiter dezimierte und dadurch ein typisches Habitat für die Blauflügelige Ödlandschrecke darstellte. Rechts: Die niedrigwüchsige *Calluna*-Heide ist Habitat der Gefleckten Keulenschrecken. Der Birkenaufwuchs wird jährlich durch Ziegenverbiss zurückgedrängt. Fotos: 21.07.2017, H. Pieren.

der Erhalt der strukturreichen Gebüsche im Randbereich, die Eindämmung der Eutrophierung durch Einschränkung des dichten Netzes an Wegen und Trampelpfaden und durch Besucherlenkung. Das zum Teil durch starke Trittschäden sowie durch außerordentlichen Erholungsdruck durch Hunde und Spaziergänger stark beeinträchtigte Gebiet hat eine landesweite Bedeutung (KREIS METTMANN 2010).

Das Teil-NSG Sandberg ist eine nahezu vegetationsfreie Kuppe. An deren Hängen wachsen ausgedehnte Besenheide-Bestände mit Übergang zu Sandtrockenrasen. Trotz der dichten Vegetation befinden sich dazwischen unterschiedlich große Flächen, an denen tertiäre Sande, quartäre Sande und in geringerer Menge auch Kiesgemische zu sehen sind, welche mitunter von Kaninchen und Hunden ausgegraben werden. Die Kuppe selbst ist aufgrund starker Trittbelastung fast vegetationsfrei. Hier mischt sich aufgebracht Kalkwegeschotter mit den genannten quartären und tertiären Sedimenten. An geringer frequentierten Rändern wachsen Arten der annuellen Sandtrockenrasen. Teilweise ist die Verbuschung bereits weit fortgeschritten. Neben ausgedehnten Brombeer-, Faulbaum- und Birkengebüschen sind auch ältere Baumbestände – überwiegend mit Stieleiche, Sandbirke und Eberesche – vorhanden. Dazwischen liegen Teilflächen mit Pfeifengras und Adlerfarn. Der südliche Rand des Sandberges wird von einem geschlossenen Birken-Eichenwald gebildet. Am äußersten Südrand wurde Buchenwald angepflanzt. Im Ostteil



Abb. 4/6: Pflegemaßnahme Entplaggen am Sandberg, Hildener Heide. Foto: M. Schulze.

des Waldes dominiert die Sandbirke, während im Westteil die Stieleiche stärker vertreten ist. Die Besenheide-Flächen sind in ihrer Ausdehnung und Ausprägung für den Kreis Mettmann einzigartig. In den kleinflächig in die Heideflächen eingestreuten Sandtrockenrasenfragmenten wachsen mehrere tausend Exemplare der Frühen- und der Nelkenhaferschmiele.

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 Schutzgebiete 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 2006, DJN 2001, ODÉ 2004). Die kartierende Person muss daher über ausreichend Erfahrungen mit der Erkennung von Heuschreckengesängen 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) benutzt.

Zeitpunkt der Erfassung

Grundsätzlich müssen die Erfassungen im Bereich des phänologischen Höhepunktes der untersuchten Arten durchgeführt werden, d. h. in dem Zeitraum, in dem vermutlich die höchste Anzahl adulter Tiere in der Fläche auftritt (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Gebiete wurden entsprechend zwischen Juli und September bei gutem Wetter dreimal begangen. Relevante Kriterien für das „gute Wetter“ sind die weitgehende Windstille, Temperatur über 20 °C und Wolkenlosigkeit bis max. 1/4 bewölkt. Die nichttrufenden an Boden lebenden Dornschröcken haben im Mai ein zweites Populationsmaximum ab Mitte August bis September (DETZEL 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die geeignete Tageszeit für die Erfassung liegt zwischen 11 und 17 Uhr (KLEUKERS & KREKELS 2004, ROESTI & KEIST 2009).

Transekterfassung mit optischer und akustischer Bestimmung

Bei der Transekterfassung werden die Heuschrecken oder andere Tiere entlang einer (gedachten oder z. B. mit einem Maßband 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 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 z. B. 20, 50 oder 100 m Länge, 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. Ödlandschröcken, Sumpfschröcke und Sichelschröcke sowie an laut singenden Arten wie z. B. Nachtigall-Grashüpfer (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. 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. PIEREN (1997) beschreibt die relativen Häufigkeitsabschätzungen durch Transektbegehungen. Während der Kartierer das ca. 50 m lange Maßband abgeht, notiert er alle gehörten singenden Männchen etwa entlang einem Korridor von ca. 3 m rechts und links der abgegangenen Strecke (u. a. KOHLMANN 1992). Durch den Wechsel von Kartierern variiert die Erfassung der absoluten Individuenzahl bei den jeweiligen Kartierungsgängen im überschaubaren Umfang aufgrund der unterschiedlichen Einschätzungen.

Fledermaus-Detektoren werden eingesetzt zur Unterstützung der Kartierung von Arten der Gattung *Conocephalus* (Schwertschrecken). Die Dornschröcken (Gattung *Tetrix*, ohne Dornen nur bis 12 mm lang) stridulieren nicht und sind nur mit gezielter Nachsuche je nach Art auf lückigen unterschiedlich feuchten Wiesen, Grabenrändern oder auch trockenen sandigen Flächen zu finden. Ergänzend kann der Käscherfang verwendet werden (KLEUKERS & KREKELS 2004). Beide Methoden führen nur zu rein qualitativen Nachweisen.

Tab. 4/1: Zusammenfassung der methodischen Vorgehensweisen.

	Juli	August	September	Uhrzeit
Hildener Sandberg				
Transekt	10 x 50 m	10 x 50 m	Kartierung	11-17
Felderbachtal				
Transekt (Gesamtlänge)	70 m	70 m	Kartierung	11-17

Die Untersuchungen im Felderbachtal fanden zu den in Tab. 4/2 angegebenen Begehungsterminen statt.

Tab. 4/2: Untersuchungstermine im Felderbachtal 2021.

Datum	Transekt 1	Transekt 2
31.07.2021	Kartierung; nicht gemäht, nach Hochwasser!	Kartierung; gemäht, mit Altgrasstreifen; nach Hochwasser!
26.08.2021	Kartierung; nicht gemäht, nach Hochwasser!	Kartierung; gemäht, mit Altgrasstreifen; nach Hochwasser!
18.09.2021	Nach-Kartierung; nicht gemäht, nach Hochwasser!	Nach-Kartierung; gemäht mit Altgrasstreifen;

Ergebnisse

Gebiet 1: NSG Felderbachtal (Stadt Velbert)

Im NSG Felderbachtal wurden zu den oben genannten Terminen sowohl qualitative Untersuchungen als auch halbquantitative Transekt-Untersuchungen durchgeführt. Die Ergebnisse der Transektuntersuchungen werden in Tab. 4/3 neben den Zahlen aus den bisherigen Kartierungen zusammengefasst. Die Er-

gebnisse der qualitativen Untersuchungen werden im Vergleich mit den Untersuchungen aus den Vorjahren dargestellt (Tab. 4/5).

Bei den Untersuchungen des Jahres 2021 wurden im NSG Felderbachtal bei den Transektbegehungen fünf Arten (2017: sechs Arten) und für die gesamte Fläche insgesamt 12 Arten festgestellt (2013 neun Arten; 2017 11 Arten). Im Jahr 2013 wurden beide untersuchte Wiesen jeweils kurz vor den drei Kartiergängen gemäht (STEVENS 2014). Sämtliche Heuschrecken fliehen jedoch nach einer Mahd aus der mangels Aufwuchs kaum Schutz bietenden Fläche und suchen Schutz in verbleibenden Grassäumen. Die Individuenzahl entlang der Transekte lag 2013 daher bei nahezu Null. Dagegen gab es 2017 entlang beider Transekte zumindest an jeweils einem der drei Kartiertage 2017 individuenreiche Kartiererergebnisse in einer hoch- oder nachgewachsenen Wiese. Daher war eine Vergleichbarkeit zwischen den Ergebnissen 2013 und 2017 lediglich grob qualitativ nach Artenanwesenheit möglich. Im Jahr 2017 wurde nur die Individuenzahl eines einzelnen Kartierungsdurchganges angegeben. Auf die bislang berechnete Summenzahl zweier Behebungsdurchgänge wurde verzichtet. Möglicherweise spiegelt die höhere Artenzahl im Jahr 2017 die für Heuschrecken gegenüber dem Jahr 2013 wesentlich bessere Wiesenstruktur wider (keine Mahd, bzw. Rückzugsflächen innerhalb der gemähten Wiese). Im Jahr 2021 wurde wieder die Summe zweier Begehungen abgegeben.

Tab. 4/3: Artenliste und Häufigkeit der Heuschrecken und der Wespenspinne entlang der Transekte 1 und 2 im NSG Felderbachtal. Es sind alle Heuschrecken aufgelistet, die 2009, 2010, 2013 und 2017 auf den Transekten (je 70 m) registriert wurden. T1 = Transekt südlich des Felderbaches, T2 = Transekt nördlich des Felderbaches. Die Kartierung von 1996 (PIEREN 1997) wurde zum Vergleich dokumentiert. Untersuchungen 2009-2013 durch STEVENS (2014). Die Zahlen der Kartierungen 2009, 2010 und 2013 geben die Summen zweier Begehungen wieder. Im Jahr 2017 wurde erstmals die Individuenzahl aus demjenigen Kartierdurchgang gewählt, der die höchste Individuenzahl erbrachte). **Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.**

Wissenschaftlicher Artname	T1 1996	T1 2009	T1 2010	T1 2013	T1 ¹⁾ 2017	T1 ³⁾ 2021	T2 1996	T2 2009	T2 2010	T2 2013	T2 ¹⁾ 2017	T2 ³⁾ 2021
<i>Conocephalus fuscus</i>	0	3	9	0	1	2	0	5	4	0	25	0
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	3	9	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Conocephalus dorsalis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0
<i>Metriopectera roeselii</i>	0	5	21	0	6 ²⁾	7	0	1	0	0	21	1 ²⁾
<i>Stethophyma grossum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysochraon dispar</i>	0	0	0	1	2	3	0	0	0	0	8	3 ²⁾
<i>Chorthippus biguttulus</i>	41	3	4	0	0	2	5	0	3	0	1	0
<i>Chorthippus parallelus</i>	28	3	103	3	1	9	12	1	2	0	10	1 ²⁾
<i>Chorthippus montanus</i>	45	11	18	0	3	0	56	13	38	1	23	2 ²⁾
<i>Chorthippus brunneus</i>	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Argiope bruennichi</i>	0	2	5	0	3	4	0	0	0	0	9	1 ²⁾

¹⁾ T1: 24.08.2017; T2: 18.07.2017. ²⁾ in den stehengelassenen Altgrasstreifen (Insektenrückzugsfläche), in den nachwachsenden Grünlandbereichen wuchs Spitzwegerich sehr dominant. Für Heuschrecken des Grünlandes ist dies keine bevorzugte Vegetationsstruktur und die Arten- und Individuenzahl entsprechend gering. ³⁾ Die Kartierungen erfolgte nach dem katastrophalen Hochwasser vom 14/15. Juli 2021.

Bemerkenswerte Beobachtungen

Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*

Im Jahr 2017 wurden in beiden Transekten einzelne Große Goldschrecken beobachtet. In der Feuchtwiese mit Transekt 2 riefen Individuen zerstreut an vielen Stellen. Weibchen wurden bei gezielter Suche ebenfalls gefunden. Damit scheint sich diese Art seit der erstmaligen Beobachtung von STEVENS (2014) am 21.09.2013 zumindest in diesem Teil des Felderbachtals flächendeckend etabliert und ausgebreitet zu haben. Im Jahr 2021 konnten in beiden Transekten jeweils nur 3 Individuen verlohrt werden. Das ist in dem Hochwasserereignis begründet. Nach der Einschätzung von PIEREN (E-Mail vom 02.12.2021) ist die Große Goldschrecke quasi flächendeckend im Kreis Mettmann an Wegsaumstreifen, Feuchtwiesen und anderen Biotopen vertreten.

Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*

Der Feuchte liebende Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus* war wie 1996, 2009, 2010 auch bei der Erfassung am 18.07.2017 auf der Wiese 2 die individuenstärkste Art. Das Fehlen 2013 ist durch die frisch gemähte Wiese zu erklären. Auffallend ist die Abnahme der Individuenzahl dieser Art in den vergangenen 20 Jahren entlang beider Transekte. Möglicherweise weist die Abnahme auf eine allmählich schlechtere Habitatqualität hin. Da die Bewirtschaftung in all den Jahren ähnlich ablief, sind hier klimabedingte Auswirkungen nicht auszuschließen. Dies kann eine höhere durchschnittliche Temperatur oder geringere Feuchtigkeit im Sommerhalbjahr sein.

Sumpfschrecke *Stethophyma grossum*

Die Sumpfschrecke *Stethophyma grossum* befindet sich in NRW offensichtlich in Ausbreitung. Die Art wurde erstmalig 2017 auf einer Feuchtwiese im NSG Eller Forst gefunden (STEVENS 2018). Bereits im folgenden Jahr hatte sich die Art dort endgültig etabliert. In NRW befinden sich die Hauptvorkommen der Sumpfschrecke 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 (MACIEJ et al. 2018, INGRISCH & KÖHLER 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). 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.), im Kreis Höxter (MACIEJ et al. 2018) oder im Ruhrgebiet (RAUTENBERG, schriftl. Mittlg.). PIEREN (E-Mail vom 02.12.2021) konnte die Art seit 2020 im NSG Deilbachtal und Felderbachtal in Velbert nachweisen. Jedoch gelang es nicht diese Art 2021 nachzuweisen. Diese Feuchte liebende Art wurde vermutlich in besonderem Maße von dem Hochwasser betroffen.

Die Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus* und Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* hielten sich am 18.07.2017 vor allem im ungemähten Transekt 2 auf. Beide Arten traten mit langflügeligen Individuen auf, die auf Ausbreitungstendenzen hingenwiesen. Beide Arten leben bevorzugt in Brachebereichen. Die jeweils hohe Individuenzahl beider Arten auf Transekt 2 fällt gegenüber den Vorjahren auf. Eine mögliche allmähliche Abnahme der Wiesenfeuchte bei hohem Wuchs fördert beide Arten. Im Jahr 2021 konnten von beiden Arten nur wenige Individuen festgestellt werden.

Weinhähnchen *Oecanthus pellucens*

Das Weinhähnchen *Oecanthus pellucens* ist ebenfalls 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). Die Weinhähnchen haben mittlerweile die Rheinschiene verlassen und kommen jetzt auch in Hilden, Haan und Wülfrath bis hin nach Wuppertal vor (Moritz SCHULZE Email vom 02.12.2021; Holger PIEREN Email vom 02.12.2021).

Gebiet 2: NSG Sandberg (Stadt Hilden)

Im NSG Sandberg wurden sowohl qualitative Untersuchungen als auch an zwei Terminen halbquantitative Transektkartierungen durchgeführt (Tab. 4/4). Die Ergebnisse der qualitativen Untersuchungen werden im Vergleich mit den Untersuchungen aus dem Jahr 1996 dargestellt (Tab. 4/6). Während der Kartiersaison 2021 wurden im NSG Sandberg bei den Transektbegehungen acht Arten (Tab. 4/4), im Umfeld der Transekte insgesamt 13 Arten (Tab. 4/6) festgestellt.

Tab. 4/4: Artenliste und Häufigkeit der Heuschrecken in den Transektstrecken des NSG Sandberg der Jahre 2009, 2010, 2013, 2017 und 2021. Untersuchungen 2009-2013 durch STEVENS (2014). Wie in den Vorjahren wurde 2017 die Summe zweier Begehungen angegeben (überwiegend 21.07.2017 und 23./26.08.2017, sofern nur an zwei der drei Kartiertage beobachtet, auch vom 27.09.2017). Es sind alle Heuschrecken aufgelistet, die in den Transektstrecken (je 50 m) registriert wurden. Ergänzend werden Funde der Wespenspinne *Argiope bruennichi* und der Zauneidechse *Lacerta agilis* aufgeführt. **Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.**

Transekt 2009	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Summe
<i>Phaneroptera falcata</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Tetrix spec.</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Omocestus rufipes</i>	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	3
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	2	3	0	3	8	5	6	6	0	2	35
<i>Chorthippus biguttulus</i>	8	14	23	9	10	25	17	13	5	19	143
<i>Chorthippus brunneus</i>	3	0	0	0	2	1	1	0	0	0	7
<i>Chorthippus parallelus</i>	0	2	3	0	1	1	3	0	0	0	10
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lacerta agilis juvenil</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Lacerta agilis adult</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1

Transekt 2010	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Summe
<i>Phaneroptera falcata</i>	2	1	5	0	0	3	0	0	0	0	11
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Tetrix spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Omocestus rufipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	5	1	5	0	7	7	6	9	0	5	45

Transekt 2010	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Summe
<i>Chorthippus biguttulus</i>	25	29	32	5	13	15	15	24	18	38	214
<i>Chorthippus brunneus</i>	2	0	0	0	0	3	0	0	0	0	5
<i>Chorthippus parallelus</i>	1	3	5	0	0	0	2	0	0	0	11
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lacerta agilis</i> juvenil	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Lacerta agilis</i> adult	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1

Transekt 2013	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Summe
<i>Phaneroptera falcata</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Tettigonia viridissima</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Tetrix</i> spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oedipoda caerulea</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
<i>Omocestus rufipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	5	0	3	0	7	6	5	10	2	6	44
<i>Chorthippus biguttulus</i>	27	25	20	9	12	11	14	17	17	20	172
<i>Chorthippus brunneus</i>	1	1	0	0	1	3	0	0	0	0	6
<i>Chorthippus parallelus</i>	2	5	6	0	0	0	1	0	0	0	14
<i>Argiope bruennichi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lacerta agilis</i> juvenil	0	0	0	0	0	0	3	3	0	1	7
<i>Lacerta agilis</i> adult	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1

Transekt 2017	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Summe
<i>Phaneroptera falcata</i>	0	0	2	0	0	0	2	1	0	0	5
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetrix</i> spec.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oedipoda caerulea</i>	0	0	0	0	0	0	3	5	3	4	15
<i>Omocestus rufipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	11	27	15	6	19	4	21	25	15	29	144
<i>Chorthippus biguttulus</i>	28	26	51	33	30	23	36	57	31	65	380
<i>Chorthippus brunneus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Chorthippus parallelus</i>	6	11	21	5	5	2	5	12	6	13	96
Angrenzend gesichtete Tiere											
<i>Nemobius sylvestris</i>	0	0	0	7	2	4	1	8	0	2	24
<i>Sphingonotus caerulea</i>											
<i>Lacerta agilis</i> juvenil	0	0	0	0	1	6	0	0	0	1	8
<i>Lacerta agilis</i> adult	0	0	0	0	0	3	0	1	0	1	5

Transekt 2021	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Summe
<i>Phaneroptera falcata</i>	2	0	0	0	1	0	1	1	0	0	5
<i>Tettigonia viridissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetrix spec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oedipoda caerulescens</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	3	4	9
<i>Omocestus rufipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	19	11	9	2	5	2	17	18	9	15	107
<i>Chorthippus biguttulus</i>	18	31	41	29	24	34	28	41	22	29	297
<i>Chorthippus brunneus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chorthippus parallelus</i>	9	18	17	12	15	9	8	18	4	6	116
Angrenzend gesichtete Tiere											
<i>Nemobius sylvestris</i>	0	0	0	0	0	3	5	3	0	0	11
<i>Sphingonotus caerulans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Lacerta agilis juvenil</i>	0	0	0	1	0	1	0	2	0	0	4
<i>Lacerta agilis adult</i>	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2

Der Nachtigall-Grashüpfer *Chorthippus biguttulus* war im Jahr 2021 mit insgesamt 297 Individuen bei 20 Transektbegehungen die häufigste Art. Mit 116 Tieren folgten der Gemeine Grashüpfer *Chorthippus parallelus* und die Gefleckte Keulenschrecke *Myrmeleotettix maculatus* mit 107 Tieren. Die Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* hat sich seit dem Erstnachweis aus dem Jahr 2013 in Transekt 7 bis zum Jahr 2021 auf den Transekten 7, 9 und 10 etabliert. Im näheren Umfeld dieser Transekte wurden weitere Tiere gefunden. Bei den Untersuchungen wurde beim Flug auf den schwarzen Hinterrand des Hinterflügels geachtet. Im Jahr 2013 wurden einige Individuen gefangen und überprüft, ob es sich nicht doch um eine Blauflügeligen Sandschrecke handelt. Die Art konnte nicht nachgewiesen werden. Da allerdings nicht alle Tiere gefangen oder ein schwarzer Hinterflügelrand erkannt wurde, könnte es sein, dass eine Blauflügelige Sandschrecke mit einer Blauflügeligen Ödlandschrecke verwechselt wurde. Bemerkenswert sind Nachweise der Blauflügeligen Sandschrecke *Sphingonotus caerulans* auf der Kuppe des Sandberges und auf abgeplagten Flächen am nördlichen Hang aus dem Jahr 2017 und auch schon 2016. Ob diese neu vorkommende sehr wärmeliebende Art schon früher vorkam, aber mit der sehr ähnlich aussehenden Blauflügeligen Ödlandschrecke verwechselt wurde, bleibt offen. Auch bei der aktuellen Kartierung kann nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne blauflügelige Individuen mangels individuellem Fang fehlerhaft als Ödlandschrecke statt Sandschrecke bestimmt wurden. Fang und Bestimmung hätte die ungestörte Situation der weiteren Heuschrecken stark beeinträchtigt. Sandschrecken wurden 2021 auf der Kuppe des Sandberges in reinem Sand in der Nähe des Transektes 10 festgestellt.

Wie bereits in den Vorjahren hielten sich auch 2021 einzelne Individuen der Gemeinen Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* in der Hildener Heide auf (Transekt 1, 5, 7, 8). Die wärmeliebende Art profitiert neben ausreichenden Habitatangeboten (Gehölzjungwuchs) auch vom Klimawandel. Die Nachweise dieser sehr flugfähigen Art in allen Kartierjahren weist auf eine inzwischen etablierte lokale Population hin. Trotz zweimal jährlicher Beweidung mit Schafen und vor allem Ziegen entwickelt sich ausreichender Gehölzjungwuchs. Aufgrund der jahrelangen Anwesenheit im NSG wird die Art, trotz regelmäßiger Pflegemaßnahmen zum Offenhalten, nicht aus dem Gebiet verschwinden.

Vergleich mit früheren Untersuchungen

Gebiet 1: Zwei Transekte im NSG Felderbachtal

Eine vollständige Artenerfassung des NSGs mit seinen vielfältigen Habitaten hat bislang nie stattgefunden. Neben den beiden Transektkartierungen wurden lediglich Beobachtungen am Rand der Untersuchungsflächen notiert und hier bewertet.

Das Artenspektrum der Heuschrecken hat sich im Umfeld der beiden Transekte seit 1996 nur leicht verschoben (Tab. 4/4). Die Grünlandbewirtschaftung wurde beibehalten. Damit wurde die Struktur der Habitate als wesentlicher Faktor für das Vorkommen der Arten erhalten. Wie schon bei den anderen Klima-Kartierungen 2009, 2010, 2013 fehlten auch 2017 die noch 1996 vorkommenden Arten Brauner Grashüpfer *Chorthippus brunneus* und die Gemeine Dornschröcke *Tetrix undulata*. Die nicht rufenden und am Erdboden lebenden Dornschröcken bilden zwei Generationen im Mai und August/September. Möglicherweise wurden die Dornschröcken bei der August-Transektbegehung übersehen, da hauptsächlich auf rufende Tiere geachtet wurde. Ende September 2017 wurde wegen der taufeuchten Grasflächen nicht mehr kartiert. Das Mikroklima im Wiesenbestand war Ende September trotz Sonnenschein zu kühl, die Heuschrecken riefen nicht. Somit können Dornschröcken übersehen worden sein.

Tab. 4/5: Artenliste der Heuschrecken auf Teilflächen des NSG Felderbachtal seit 1987. Es sind alle Heuschrecken aufgelistet, die bei der Transektkartierung und angrenzende Fläche NSG Felderbachtal gemeldet wurden. Angaben 1987 nach KREIS METTMANN (1987) und 1996 nach PIEREN (1997), Untersuchungen 2009-2013 durch STEVENS (2014). x = vorkommend, (x) = außerhalb des Gebietes in den angrenzenden Gehölzbeständen vorkommend, RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010). **Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot**, **hygrophile Arten blau**. Die Artangabe 1987 ist aufgrund damaliger schlechter Witterung unvollständig (KREIS METTMANN 1987).

Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname	RL	BMP 1987	1996	2009	2010	2013	2017	2021
Punktierte Zartschröcke	<i>Leptophyes punctatissima</i>		(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)
Gemeine Eichenschröcke	<i>Meconema thalassinum</i>			(x)	(x)	(x)	(x)	-	-
Langflügelige Schwertschröcke	<i>Conocephalus fuscus</i>			x	x	x	x	x	x
Kurzflügelige Schwertschröcke	<i>Conocephalus dorsalis</i>			x	x	x	x	x	x
Grünes Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>			x	x	x	x	x	x
Roesels Beißschröcke	<i>Metriopectera roeselii</i>			x	x	x	x	x	x
Gewöhnliche Strauchschröcke	<i>Pholidoptera griseoptera</i>		(x)	(x)	-	-	-	(x)	(x)
Waldgrille	<i>Nemobius sylvestris</i>		(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)	(x)
Gemeine Dornschröcke	<i>Tetrix undulata</i>		(x)	(x)	-	-	x	-	-
Sumpfschröcke	<i>Stethophyma grossum</i>	2	-	-	-	-	-	-	(x)
Große Goldschröcke	<i>Chrysochraon dispar</i>			-	-	-	x	x	x
Nachtigall Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>			x	x	x	x	x	x
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i>			x	-	-	-	-	-
Gemeiner Grashüpfer	<i>Chorthippus parallelus</i>			x	x	x	x	x	x
Sumpf-Grashüpfer	<i>Chorthippus montanus</i>	2		x	x	x	x	x	x
Summe aller Arten			4	13	10	10	12	11	12



Abb. 4/7: Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii*, langflügelige Variante im Transekt 2. Foto: 18.07.2017, Felderbachtal, H. Pieren.

Im Jahr 2013 waren die Wiesen vor jedem der Kartiergänge gemäht worden. Sie waren danach nahezu frei von Individuen. Im Jahr 2017 wurde dagegen eine optimale ungemähte Grünlandfläche (T2, Juli) und im August nachwachsender Aufwuchs mit Restflächen auf der T1 vorgefunden. Eine direkte Vergleichbarkeit ist mit der Heuschreckenvielfalt hochwachsender Wiesen daher kaum möglich. Auch auf der Fläche T2 hielten sich im August trotz Mahd viele Individuen auf. Denn entsprechend den Empfehlungen von SCHULZE (2016) und auch schon von STEVENS (2014) wurden im aktuellen Kartierungsjahr einige Grasflächen oder -streifen von der Mahd ausgespart (Abb. 4/3).

Bemerkenswert auf der Fläche T2 ist die Entwicklung der Großen Goldschrecke *Chrysochraon dispar*, die 2013 erstmals nachgewiesen wurde und 2017 verbreitet vorkam. Im Jahr 2017 konnten auffallend viele langflügelige Exemplare der Arten Roesels Beißschrecke *Metrioptera roeselii* (Abb. 4/7). Diese sind Zeichen für starke Ausbreitungstendenzen der Art. Die Ausbreitungstendenzen von *Chrysochraon dispar* wurden bereits in den 2000er Jahren zunächst in den rheinnahen Niederungen und später auf den Randhöhen des Bergischen Landes beobachtet worden. Die Ausbreitung ist auch aus anderen Regionen bekannt. Ob es sich bei dieser Ausbreitung ausschließlich um klimabedingte Veränderung der Heuschreckenfauna im NSG Felderbachtal handelt, kann angesichts der kurzen Zeiträume nicht gesagt werden.

Gebiet 2: NSG Sandberg (Stadt Hilden)

Im Jahr 2021 wurden die Heuschrecken an zwei Terminen entlang der 10 Transekte erfasst und zudem Beobachtungen angrenzender Flächen notiert. In den Jahren 2009, 2010 und 2013 wurde bei der dritten Begehung das weitere Umfeld der Transekte genauer kontrolliert. Diese Kontrollbegehung fand 2017 zugunsten der dritten Transektkartierung nicht statt. Eine Gesamtkartierung aller für Heuschrecken relevanter Lebensräume des Gebietes hat seit der Kartierung in den 1990er Jahren nicht mehr stattgefunden. Eine Zusammenstellung der Heuschrecken im Kreis Mettmann liegt aus dem Jahr 1996 vor (PIEREN et al. 1997). In diesem Buch ist für den gesamten Bereich der Hildener Heide, sowohl für die trockenen Bereiche am Sandberg als auch die Feuchtheiden, eine Artenliste zusammengestellt. Diese Liste bildet die Grundlage für die Gesamttabelle 4/6. Darin wurden auch die Ergebnisse der Heuschreckenkartierung zum Monitoring der Landschaftspflegemaßnahmen aus dem Jahr 2014 (PIEREN 2014) aufgenommen.



Abb. 4/8: Die Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulea* ist eine thermophile Art, die vegetationsarme Habitate bevorzugt. Sie wurde 2013 erstmals am Sandberg nachgewiesen, und die Population konnte bis 2017 zunehmen. Foto: Hildener Heide, Sandberg, 12.08.2014, W. Gettmann.

Die wärmeliebende Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* (Abb. 4/9) hat sich gegenüber dem Jahr 2017 nicht weiter ausgedehnt. Außer auf den Transektflächen 7, 9, 10 lebt diese Art auf allen nahezu vegetationsfreien Flächen auf und an den Flanken des Sandberges. Zudem wurde seit 2015 die noch wärmeliebere Blauflügelige Sandschrecke *Sphingonotus caerulescens* nachgewiesen.

Die Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* besiedelt gebüschreiche Trockenrasen, Wegränder und Sandgruben. Es handelt sich um eine thermophile Art, die bevorzugt in hochgrasigen, verbuschten Flächen lebt. Sie wird daher als Sukzessionsfolger bezeichnet (SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Die Ausbreitung erfolgte seit den 1980er Jahren entlang des Rheins nordwärts. Der Sandberg ist von der Gemeinen Sichelschrecke nun bereits seit über 20 Jahren kontinuierlich besiedelt.

Teilweise zeigten sich die einzelnen Heuschreckenarten 2017 individuenreicher als in den Vorjahren. Das mag an der Witterung gelegen haben, aber auch an einer anderen Zählungsweise gegenüber der der Vorjahre. Im Jahr 2021 waren die Häufigkeiten mit den Ergebnissen aus dem Jahr 2017 vergleichbar.

Tab. 4/6: Artenliste der Heuschrecken im gesamten Natura 2000 Gebiet Hildener Heide aus PIEREN et al. (1997), Monitoringflächen 2014 und entlang der Transekte im Bereich Sandberg 2009, 2010, 2013, 2017. 1996 = Hildener Heide und Sandberg; Angaben nach PIEREN et al. (1997: 133), 2009, 2010, 2013, 2017, 2021 = Sandberg; eigene Untersuchungen, x = vorkommend, (x) = außerhalb der Transekte im feuchten Heidemoor vorkommend, RL = Gefährdungsangaben der Roten Liste für Nordrhein-Westfalen (VOLPERS & VAUT 2010), * = Art noch nicht bei PIEREN et al. (1997) aufgeführt. **Thermophile Arten und potenzielle Klimagewinner rot, hygrophile Arten blau.**

Deutscher Artnamen	Wissensch. Artnamen	RL	1996	2009	2010	2013	2014	2017	2021
Gemeine Sichelschrecke	<i>Phaneroptera falcata</i>		x	x	x	x	x	x	x
Punktierte Zartschrecke	<i>Leptophyes punctatissima</i>		x	x	x	x	x	x	x
Gemeine Eichenschrecke	<i>Meconema thalassinum</i>		x	x	x	x			
Langflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus fuscus</i>		x				x		
Kurzflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus dorsalis</i>		x						
Grünes Heupferd	<i>Tettigonia viridissima</i>		x	x	x	x		x	x
Roesels Beißschrecke	<i>Metrioptera roeselii</i>		x	x	x	x		x	x
Kurzflügelige Beißschrecke	<i>Metrioptera brachyptera</i>	3S					x		
Gewöhnliche Strauschschrecke	<i>Pholidoptera griseoptera</i>		x	x	x	x	x	x	x
Waldgrille	<i>Nemobius sylvestris</i>		x	x	x	x	x	x	x
Säbeldornschröcke	<i>Tetrix subulata</i>			?	?				
Gemeine Dornschröcke	<i>Tetrix undulata</i>			?	?	x	x		
Langfühler-Dornschröcke	<i>Tetrix tenuicornis</i>			?	?				
Blaufügelige Ödlandschröcke*	<i>Oedipoda caerulescens</i>	2				x	x	x	x
Blaufügelige Sandschröcke*	<i>Sphingonotus caerulans</i>	2						x	x
Große Goldschröcke	<i>Chrysochraon dispar</i>					x	x	x	x
Buntbäuchiger Grashüpfer	<i>Omocestus rufipes</i>	2	x	x	x				
Bunter Grashüpfer	<i>Omocestus viridulus</i>		x						
Gefleckte Keulenschröcke	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	V	x	x	x	x	x	x	x
Nachtigall Grashüpfer	<i>Chorthippus biguttulus</i>		x	x	x	x	x	x	x
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i>		x	x	x	x	x	x	x
Gemeiner Grashüpfer	<i>Chorthippus parallelus</i>		x	x	x	x	x	x	x
Sumpf-Grashüpfer	<i>Chorthippus montanus</i>	2	x					(x)	

Entwicklung der Wärme liebenden Arten und Klimagewinner in beiden Gebieten

Insgesamt kamen aus der Gruppe der Wärme liebenden Arten und der potenziellen Klimagewinner Mitte der 1990er Jahre in den Untersuchungsgebieten drei Arten vor (Tab. 4/6), in den Untersuchungsjahren 2009 und 2010 waren es vier Arten, 2013 und 2014 bereits sechs, 2017 und 2021 sieben Arten. Die Zunahme gerade dieser Arten weist auf mögliche klimatische Einflussfaktoren hin.

Tab. 4/7: Übersicht über die in den Untersuchungsgebieten nachgewiesenen thermophilen Arten und potenziellen Profiteure des Klimawandels. Untersuchungen 2009-2013 durch STEVENS (2014), * = 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.**

Deutscher Artname	Wissensch. Artname	RL	1996	2009	2010	2013	2014	2017	2021
Gemeine Sichelschrecke	<i>Phaneroptera falcata</i>			x	x	x	x	x	x
Langflügelige Schwertschrecke	<i>Conocephalus fuscus</i>		x	x	x	x	x	x	x
Blaufügelige Ödlandschrecke*	<i>Oedipoda caerulescens</i>	2				x	x	x	x
Blaufügelige Sandschrecke*	<i>Sphingonotus caerulans</i>	2						x	x
Große Goldschrecke	<i>Chrysochraon dispar</i>					x	x	x	x
Gefleckte Keulenschrecke	<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	V	x	x	x	x	x	x	x
Brauner Grashüpfer	<i>Chorthippus brunneus</i>		x	x	x	x	x	x	x
	Summe		3	4	4	6	6	7	7

Die grafische Darstellung der Artenzahlen aus Tab. 4/6 veranschaulicht den Anstieg thermophiler Heuschreckenarten besonders deutlich (Abb. 4/9).

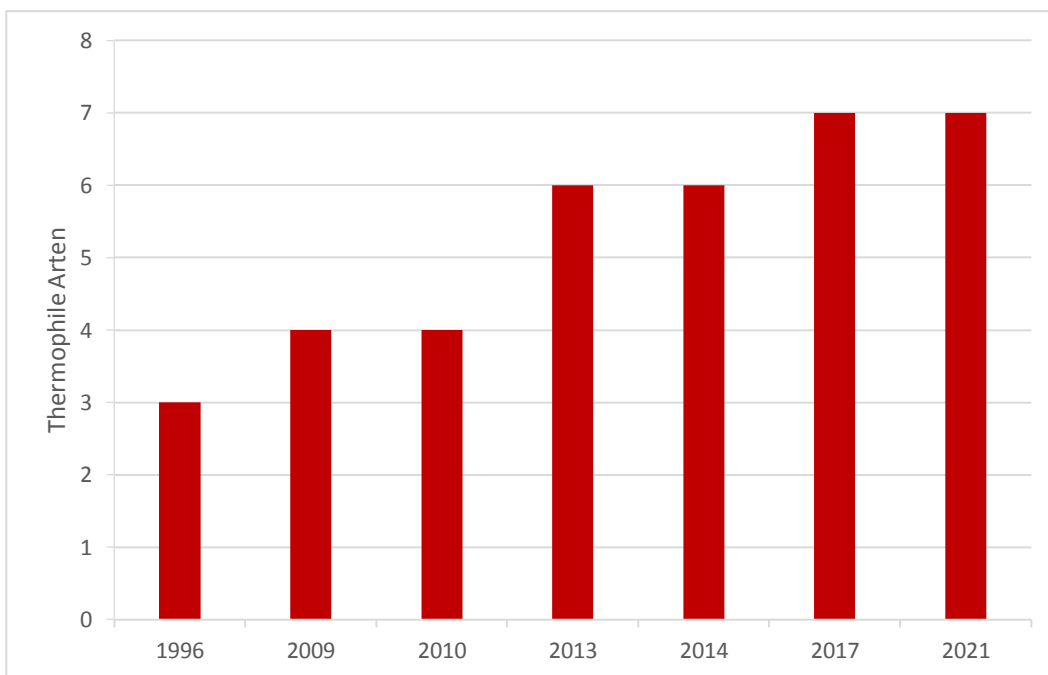


Abb. 4/9: Anstieg der Artenzahl thermophiler Heuschreckenarten und potenzieller Klimagewinner in den Untersuchungsgebieten. Zahlen aus Tab. 4/6.

Diskussion

Von den in Deutschland vorkommenden Heuschreckenarten zeigen einige Arten bereits seit über 30 Jahren Arealerweiterungen in Richtung Norden und Osten, die auf klimabedingte Faktoren zurückzuführen sind. Auch während der vorliegenden Transektkartierungen und der Beobachtungen im Umfeld wurden einige Arten nachgewiesen, die sich in Ausbreitung befinden. Dies sind die schon seit 20 Jahren im Gebiet vorkommenden Arten Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata* und Langflügelige Schwertschrecke *Conocephalus fuscus*, die 2013 hier erstmal beobachtete Blauflügelige Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens*, die 2015 neu nachgewiesene Blauflügelige Sandschrecke *Sphingonotus caerulans* und die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*. Aktuelle Verbreitungskarten für Deutschland liegen auf der Homepage der Deutschen Gesellschaft für Orthopterologie² vor.

Der Klimawandel wirkt sich bei sinkenden sommerlichen Niederschlagswerten positiv auf Trockenrasenarten aus (BEHRENS et al. 2009a). Hierzu gehören *Myrmeleotettix maculatus*, *Oedipoda caerulescens*, *Omocestus rufipes*, *Sphingonotus caerulans* und *Phaneroptera falcata*. Die gegenteilige Auswirkung wird bei Feuchte liebenden Arten wie *Conocephalus dorsalis*, *Chorthippus montanus* und *Metrioptera brachyptera* zu beobachten sein. Die letzteren beiden Arten kommen in Feuchtheiden vor.

Die thermophile, gut flugfähige **Gemeine Sichelschrecke *Phaneroptera falcata*** wurde im Jahr 1972 erstmals für NRW im Köln-Bonner Raum nachgewiesen, und dann 1984 erstmals für die Region im Further Moor und 1996 am Rande des Hildener Sandberges gefunden (PIEREN et al. 1997). Inzwischen gehört sie zu den etablierten Heuschreckenarten auf niedrigwachsenden Gehölzen im Gebiet. Sie weist laut FARTMANN et al. (2009a) ein mittleres Ausbreitungspotenzial auf. Das Felderbachtal wird aufgrund des feucht-kühleren Lokalklimas nicht besiedelt. Landesweit reichen die Vorkommen bis weit in das Münsterland und den Rhein entlang.

Die **Vierpunktige Sichelschrecke *Phaneroptera nana*** ist eine sehr wärmeliebende Art, die ursprünglich in Südeuropa und dem Mittelmeerraum beheimatet war. Die Art ist klimabedingt in Ausbreitung begriffen (PFEIFER 2012, FISCHER et al. 2016, STÜBING et al. 2019). Die nördliche Verbreitungsgrenze verlief ursprünglich durch Österreich; insbesondere das Burgenland war besiedelt. Mittlerweile konnte die Art aber auch im Norden der Schweiz, in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen nachgewiesen werden (PFEIFER 2012, FISCHER et al. 2016, STÜBING et al. 2019). Man findet die Tiere in mit Büschen bewachsenen, sonnigen Gebieten, stellenweise aber auch an dichter verwachsenen Orten. Die Imagines treten von Juli bis August / September, manchmal bis in den Oktober hinein auf (FISCHER et al. 2016). Im Jahr 2020 wurde die Art auch in Krefeld-Gellep-Stratum gefunden. Die Art wurde auf einem Autodach beobachtet, so dass sie möglicherweise als „Blinder Passagier“ mittransportiert wurde (HOCHKIRCH et al. 2021). In Jahr 2021 sollen im Raum Krefeld / Düsseldorf und im Rhein-Sieg-Kreis weitere Funde gemacht worden sein (HOCHKIRCH et al. 2021).

Die **Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar*** (Abb. 4/10) bevorzugt eher die dichtwüchsigen frischen bis feuchten Grünland- und Binsengebiete. Sie kommt nach der Erstbeobachtung 2013 inzwischen im Felderbachtal auf den Wiesen zerstreut aber stetig vor. Auch in den – im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht kartierten – Feuchtheideflächen in der Hildener Heide wird sie inzwischen regelmäßig nachgewiesen. Die Große Goldschrecke gilt als ein Gewinner des Klimawandels und befindet sich zurzeit in Aus-

² <http://dgfo-articulata.de/heuschrecken> (zuletzt aufgerufen am 09.01.2022)



Abb. 4/10: Die Große Goldschrecke *Chrysochraon dispar* befindet sich in Ausbreitung, so auch im Felderbachtal, Transekt 1. Foto: Männchen, Felderbachtal, 21.09.2013, M. Stevens.

breitung, insbesondere durch langflügelige Individuen. BEHRENS et al. (2009a) nehmen eine Ausbreitung über Trittsteinhabitats an.

Für die **Blauflügelige Ödlandschrecke** *Oedipoda caerulescens* (Abb. 4/8) wird von verschiedenen Autoren eine positive Entwicklungstendenz bei weiterer klimabedingten Erwärmung prognostiziert (u. a. MKULNV 2010). Die Entwicklung der Verbreitung seit 1991 in NRW zeigen BEHRENS et al. (2009 a) mit vergleichenden Verbreitungskarten (Abb. 4/11). Dagegen sieht PFEIFER (2012) für Rheinland-Pfalz keine Ausbreitungstendenzen der nach 1986 dort

nachgewiesenen Blauflügeligen Ödlandschrecke. Möglicherweise sind dort inzwischen geeignete trocken-warme Habitats schon besiedelt. Die Art bewohnt nahezu vegetationsfreie 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 immer öfter an Bahnliesen, Baggerseen, Trockenabgrabungen und Kiesuffern des Rheins in Düsseldorf und im westlichen Kreis Mettmann beobachtet (KRÜGER, KRAUSE, PIEREN, SCHMITZ mündl. Mittlg. 2010). Auf das Auftreten dieser Art ist in Zukunft verstärkt zu achten.

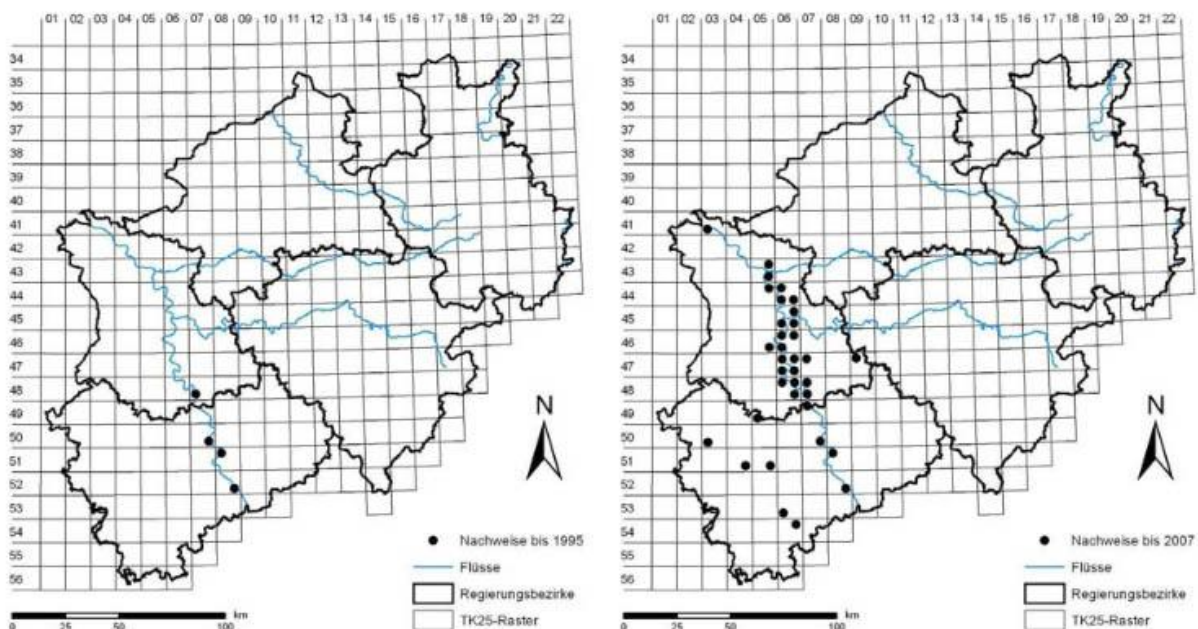


Abb. 4/11: Ausbreitung der Blauflügeligen Ödlandschrecke *Oedipoda caerulescens* in Nordrhein-Westfalen von 1991 bis 2007. Nachweise vor 1991 sind nicht dargestellt, da diese frühere Vorkommen dokumentierten, die ausgestorben sind. Verbreitungsdaten: AK Heuschrecken NRW 2008, Volpers schriftl.) und Biologische Station Düren (2009, schriftl.) sowie Naturschutzzentrum Kleve (2009, schriftl.) aus BEHRENS et al. (2009b).

Die **Blaflügelige Sandschrecke *Sphingonotus caerulans*** ist eine sehr thermophile Art, die sich erst in den Jahren nach der Kartierung 2013 am Rande zweier Transektflächen in der Hildener Heide ausbreiten konnte. Aufgrund des ähnlichen Aussehens kann sie leicht mit der Blaflügeligen Ödlandschrecke verwechselt werden. Sie wurde seit 2015 auf der vegetationsfreien Kuppe des Sandberges und auf einer entplagten Fläche in der Nähe des Transektes 2 nachgewiesen. Daher ist auch eine Verwechslung der beiden Arten auf der Transektfläche nicht auszuschließen. Inzwischen liegen aus der Region Beobachtungen vor allem auf Brachflächen entlang von Bahnlinien vor (KRÜGER und SONNENBURG 2009, mündl. Mittlg.).

Es gibt aber auch Heuschreckenarten, die durch die den Klimawandel voraussichtlich negativ beeinträchtigt werden, insbesondere durch geringere Niederschläge. Hierzu gehören in den beiden Untersuchungsgebieten die Arten Sumpf-Grashüpfer *Chorthippus montanus*, Kurzflügelige Schwertschrecke *Conocephalus dorsalis* und die Kurzflügelige Beißschrecke *Metrioptera brachyptera* (Abb. 4/12), in gewissem Maße auch der Bunte Grashüpfer *Omocestus viridulus* und die Gewöhnliche Strauschrecke *Pholidoptera griseoaptera* (BEHRENS et al. 2009a und 2009b). Die Eier und Larven dieser Arten brauchen eine hohe Bodenfeuchte. Diese nimmt ab bei sinkenden Grundwasserständen und geringer werdenden Niederschlägen.



Abb. 4/12: Die Kurzflügelige Beißschrecke *Metrioptera brachyptera* wird bei zunehmender Sommererwärmung mit Austrocknung der Feuchtgebiete Habitats verlieren. Foto: Heidemoor Hildener Heide, 16.08.2017, M. Schulze.

Literatur

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

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

BELLMANN, H. (2006): Der Kosmos Heuschreckenführer – Die Arten Mitteleuropas sicher bestimmen. Stuttgart (Kosmos), 350 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.
- FARTMANN, T., D. PONIATOWSKI & L. HOLTMANN (2021): Habitat availability and climate warming drive changes in the distribution of grassland grasshoppers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 320: 107565 <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107565>
- FARTMANN, T. (2021): Schutz der mitteleuropäischen Insektenfauna in Zeiten des globalen Wandels. *Entomologie heute* 32: 49–60.
- FISCHER, J., STEINLECHNER, D., ZEHRM, A., PONIATOWSKI, D., FARTMANN, T., BECKMANN, A. & STETTNER, C. (2016): Die Heuschrecken Deutschlands und Nordtirols: Bestimmen, Beobachten, Schützen. Wiebelsheim (Quelle & Meyer).
- HAFNER, A. & P. ZIMMERMANN (2008): Auswirkungen globaler Klimaveränderungen auf Fang- und Heuschrecken der Oberrheinniederung. *Klimawandel und biologische Vielfalt – Strategiepapier Teil C*. <https://docplayer.org/29271036-Klimawandel-und-biologische-vielfalt-welche-anpassungen-von-naturschutzstrategien.html>
- HOCHKIRCH, A., ANDREÄ, J., FRANZEN, A., JUNG, C., KLOSINSKI, V., MANZ, A., PAULUS, C., RAUTENBERG, T., SANDER, U., SCHÄDLER, M. & T. STALLING (2021): Heuschrecken in Deutschland 2020 – Interessante Heuschreckennachweise auf der Meldeplattform heuschrecken.observation.org aus dem Jahr 2020. *Articulata* 36: 61-76.
- HUMBERT, J.Y., RICHNER, N., SAUTER, J. & WALTER, T. (2010): Wiesen-Ernteprozesse und ihre Wirkung auf die Fauna. ART – Bericht 724 (Hrsg: Schweizerische Eidgenossenschaft Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART).
- INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. Magdeburg (Westarp Wissenschaften) Neue Brehm Bücherei 629, 460 S.
- KLEUKERS, R. & R. KREKELS (2004): *Veldgids sprinkhanen en krekels*. Utrecht (KNNV Uitgeverij), 191 S.
- KOHLMANN, T. (1992): Vergleichende Untersuchungen an Heuschreckenpopulationen auf Ackerbrachen des Münsterlandes. Dipl.-Arbeit Inst. f. Geogr. d. Univ. Münster (zitiert nach PIEREN 2018)
- KREIS METTMANN (1987): Biotopmanagementplan NSG Felderbachtal. (zitiert nach PIEREN 2018)
- KREIS METTMANN (Hrsg.) (2010): Der Naturraum Kreis Mettmann. Kreis Mettmann – Umweltdezernat Selbstverlag), 150 S.
- MACIEJ, P., B. BEINLICH & R. LIEBELT (2018): Die Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) – Anmerkungen zur Art im Kontext des Klimawandels. *Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser* 27: 15-24.
- MKULNV (MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN) (2010): Natur im Wandel – Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Vielfalt in Nordrhein-Westfalen.

- NABU: <https://www.nabu.de/tiere-und-pflanzen/insekten-und-spinnen/heuschrecken/01466.html> (zuletzt aufgerufen am 15.01.2018).
- ODÉ, B. (2004): Veldgids sprinkhanen en krekels. KNNV Uitgeverij, Utrecht 1 CD.
- PFEIFER, M. A. (2012): Heuschrecken und Klimawandel. Naturschutz und Landschaftsplanung 44(7): 205-212.
- PIEREN, H. (1997): Heuschrecken-Biomonitoring auf Grünlandflächen der Naturschutzgebiete Felderbachtal Velbert, Neandertal (Erkrath), Spörkelbruch (Haan). Monheim, unveröffentlichter Bericht der Biologischen Station Urdenbacher Kämpe e. V., 17 S. & 1 Karte. (zitiert nach PIEREN 2018)
- PIEREN, H. (2014): Erfolgskontrolle Heuschrecken im NATURA 2000 Gebiet Hildener Heide. Gutachten im Auftrag des FÖBS (unveröffentlicht). (zitiert nach PIEREN 2018)
- PIEREN, H. (2018): Heuschrecken. In: SCHMITZ, U., N. STAPPER, H. PIEREN, A. DAHL & J. BUSCH (2018) Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Unteren Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann, 160 S.
- 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., BECKMANN C., LÖFFLER F., MÜNSCH, T., HELBING, F., SAMWAYS, M.J. & T. FARTMANN (2020): Relative impacts of land-use and climate change on grasshopper range shifts have changed over time. *Global Ecol. Biogeogr.* 2020;29:2190–2202. <https://doi.org/10.1111/geb.13188>
- 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.
- SCHLUMPRECHT, H. & WAEBER, G. (2003): Heuschrecken in Bayern. Stuttgart (Ulmer), 515 S.
- SCHMITZ, U. (2022) Libellen. In: SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L. & BUSCH, J. (2022): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2021 – 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.
- SCHULZE, M. (2016): Grünlandmonitoring ausgewählter Pflegeflächen im Kreis Mettmann. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel (unveröffentlicht). (zitiert nach PIEREN 2018)
- STREITBERGER, M., W. ACKERMANN, T. FARTMANN, G. KRIEGEL, A. RUFF, S. BALZER & S. NEHRING (2016): Artenschutz unter Klimawandel: Perspektiven für ein zukunftsfähiges Handlungskonzept. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 147.
- STEVENS, M. (2014): Heuschrecken. In: SCHMITZ, U., N. STAPPER, M. STEVENS, A. DAHL & J. BUSCH (2014) Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2013 – Untersuchungen der Auswirkungen des Klimawandels

auf landschaftsplanrelevante Gruppen der Tier- und Pflanzenwelt. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag der Unteren Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann, 160 S.

- STÜBING, S., HUNDERTMARK, I. & REINERS, T. E. (2019): Beobachtungen zur Ausbreitung von Weinhähnchen (*Oecanthus pellucens*), Vierpunktiger Sichelschrecke (*Phaneroptera nana*) und Südlicher Grille (*Eumodicogryllus bordigalensis*) in Hessen. *Articulata* 34: 127-138
- TRAUTNER, J. (Hrsg.) (1992): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Weilersheim (Verlag J. Markgraf), 254 S.
- 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 (zuletzt aufgerufen am 22.12.2021).
- VUBD (VEREINIGUNG UMWELTWISSENSCHAFTLICHER BERUFSVERBÄNDE DEUTSCHLANDS e. V.) (1999): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen – Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. Nürnberg (VUBD Selbstverlag), 259 S.

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, BOWLER et al. 2021). 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 Monitoring-Programmes in zwei Untersuchungsgebieten untersucht. Um die Auswirkungen in verschiedenen Lebensräumen untersuchen zu können, wurde ein Untersuchungsgebiet in einem Moorgebiet ausgewählt, ein anderes an einem Baggersee. Für diese Gebiete ist im Rahmen des Klimafolgenmonitorings sowohl der Vergleich mit älteren Erhebungsdaten als auch perspektivisch eine regelmäßige und langfristige Untersuchung vorgesehen. Abgesehen von Klimaänderungen sollen die Untersuchungsgebiete möglichst keinen wesentlichen anthropogenen Veränderungen oder Sukzessionsprozessen unterworfen sein.

Untersuchungsgebiete

Klingenberger Baggersee Südufer

Der Klingenberger See liegt im Süden des Kreises Mettmann auf dem Gebiet der Stadt Langenfeld. Es handelt sich um ein Abtragungsgewässer in der Benrather Rheinebene (Naturraum Niederrheinische Bucht nach DINTER 1999), mit dessen Auskiesung zum Ende der 1950er Jahre begonnen wurde. Das Gelände steht seit 1995 vollständig unter Naturschutz und ist unzugänglich für Spaziergänger. Es wird jagdlich genutzt, derzeit wird jedoch freiwillig auf die Wasservogeljagd verzichtet. Anderweitige Nutzun-

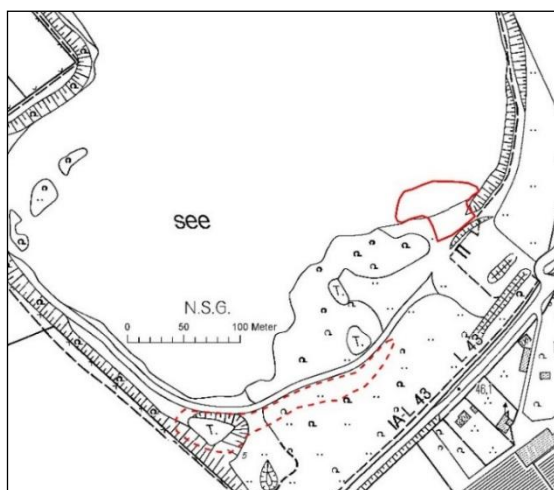


Abb. 5/1: Klingenberger See Südufer. Grenze des Untersuchungsgebietes durchgehende rote Linie. Zusätzliche Angaben für die Kleingewässer innerhalb der roten gestrichelten Linie. Foto rechts: Südufer Klingenberger See, 11.07.2021, U. Schmitz.

gen wie Fischerei oder Wassersport finden nicht statt. Das Substrat des Baggersees ist hauptsächlich Sand und Kies. Gegen Ende der Abgrabungen wurde ab den 1990er Jahren bis 1998 eine Gestaltung der Ufer nach Naturschutzgesichtspunkten durchgeführt (Anlage von Flachwasserzonen, Tümpeln, Buchten und Inseln). Diese Renaturierungsmaßnahmen wurden am Süd-, West-, und Ostufer des Sees mit unbelastetem, inertem Bodenmaterial aus der Rheinebene und dem angrenzenden Bergischen Land durchgeführt. Dabei handelte es sich um devonisches Gestein und lehmig-tonige Fraktionen aus dem Verwitterungshorizont. Diese Bereiche wurden anschließend zum Teil mit grobem Kies abgedeckt. Der Klingenbergsee weist grundwasserabhängige Wasserstandsschwankungen auf, die über 2 m betragen können. Die durchschnittliche Wassertiefe liegt bei ca. 17 m bezogen auf den mittleren Grundwasserstand (IVÖR 1991, mündl. Mittlg. PIEREN). Als Untersuchungsgebiet für das Klimafolgenmonitoring wurde ein Abschnitt des Sees am südlichen Ufer ausgewählt (Abb. 5/1), der nicht wie viele übrige Uferabschnitte des Sees mit Gehölzen bewachsen ist, so dass die unbeschattete Lage gute Lebensbedingungen für Libellen bietet und die Untersuchungsfläche für Kartierungsarbeiten problemlos zugänglich ist. Das Untersuchungsgebiet ist locker mit submersen Wasserpflanzen der Gattungen *Potamogeton*, *Elo-dea*, *Callitriche* und *Myriophyllum* bewachsen (vergl. SCHMITZ 1998 und 2000), sowie mit einigen randlichen Binsenbeständen. Das zu beiden Seiten ans Untersuchungsgebiet angrenzende Ufer ist mit Gehölzen bestanden.

Südlich des Sees liegen einige Kleingewässer (innerhalb der gestrichelten Linie in Abb. 5/1), über die libellenkundliche Altdaten vorliegen (PUTZER & HÜBNER 1980, IVÖR 1991, 1995, BRAUN 1997). Diese Kleingewässer waren in der Zeit nach ihrer Anlage aufgrund natürlicher Sukzessionsprozesse stark zugewachsen und verlandet, so dass 2009 Freistellungs- und Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt wurden. Im Untersuchungsjahr 2017 waren die Kleingewässer schon wieder stark mit Gehölzungswuchs zugewachsen, weswegen vor dem nächsten Untersuchungsjahr 2021 wieder Freistellungsmaßnahmen durchgeführt worden waren. Aufgrund dieser Eingriffe und Veränderungen wurden diese Kleingewässer nicht als eigentliches Untersuchungsgebiet für das Monitoring ausgewählt, sondern es wurden dort nur ergänzende Untersuchungen durchgeführt.

Further Moor



Abb. 5/2: Further Moor. Grenze des Untersuchungsgebietes rot. Foto rechts: Heideweiher mit Gagelstrauch, Schmalblättrigem Wollgras und Schilf, 20.08.2021, U. Schmitz.

Das NSG Further Moor befindet sich im Süden des Kreises Mettmann auf dem Gebiet der Stadt Langenfeld. Das Untersuchungsgebiet liegt auf der rechtsrheinischen Mittelterrasse und zählt nach DINTER (1999) zum Naturraum der Niederrheinischen Bucht. Aus vegetationskundlicher Sicht besteht der Kernbereich des Further Moores aus einem atlantischen Heidemoor mit Gagelstrauch, Beinbrech und Glockenheide, in dem sich einzelne periodische Flachgewässer mit Wollgras und Sonnentau befinden (vergl. HÜBNER 1985, BRAUN 1997) sowie an einigen Stellen Schnabbelseggen-Ried und Schilfröhricht. Zusätzliche Kleingewässer wurden 2009 und 2012 durch die Biologische Station Haus Bürgel eingerichtet. An den Moorbereich angrenzend finden sich Bereiche mit Erlen- und Birkenbruchwald, feuchter Eichen-Birkenwald sowie Laub- und Nadelholzforste. Das Gebiet wird von Osten nach Westen durch den Blockbach durchflossen, der dicht mit Knöterichblättrigem Laichkraut *Potamogeton polygonifolius* bewachsen ist. Da in den Waldbereichen außerhalb des Blockbachlaufs keine nennenswerten Libellenvorkommen zu erwarten waren, wurde als Untersuchungsgebiet für das Libellenmonitoring der unbewaldete Kernbereich des Heidemoores gewählt sowie der im angrenzenden Bruchwald befindliche Bereich des Blockbaches (Abb. 5/2).

Methode

Grundsätzlich sind für die Libellenkartierung im Rahmen des Klimafolgenmonitorings mindestens sechs Begehungen pro Jahr und Untersuchungsgebiet 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 (Schlupf, Eiablage, Paarungsverhalten) festzuhalten. Zufällig gefundene Exuvien können unterstützend herangezogen werden. Ein systematisches Abkeschern der Gewässer nach Libellenlarven ist auf Grund des hohen Zeitaufwandes für die Probennahme und die anschließende Bestimmung der Larven nicht vorgesehen. Die erfasste Libellenfauna wird anschließend 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 (2019). 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 gegenwärtig 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 Libellenlarven nicht in den Wert der angegebenen Individuenzahl eingeht. Die Beurteilung der Bodenständigkeit der beobachteten Libellenarten erfolgte gemäß Tab. 5/2.

Im Untersuchungsjahr 2021 wurden die Geländebegehungen am Klingenbergsee und den südlich liegenden Kleingewässern durchgeführt am 30.05., 11.06., 13.06., 27.06., 11.07., 22.07., 24.08. und 06.09. (acht Begehungen), im Further Moor am 31.05, 08.06., 28.06., 08.07., 21.07., 20.08. und 08.09. (sieben Begehungen).

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)

Ergebnisse

Klingenberger Baggersee

Im untersuchten Teil des Klingenberger Baggersees wurden im Jahr 2021 21 Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/3), was im Vergleich zu den Vorjahren eine hohe Artenzahl darstellt. Davon waren zehn Arten sicher oder sehr wahrscheinlich bodenständig.

Unter den nachgewiesenen Libellen waren sechs besonders Wärme liebende Arten, die in Mitteleuropa wahrscheinlich von einer Klimaerwärmung profitieren: Nachdem die Kleine Königslibelle *Anax parthenope* (Abb. 5/3) im Jahr 2009 zum ersten Mal in Einzelfunden für den Klingenberger See nachgewiesen und auch 2010 dort erneut festgestellt wurde, konnte 2013 bei dieser Art eine Zunahme und erstmals auch Reproduktionsverhalten (Tandem und Eiablage) beobachtet werden. In den Folgejahren



Abb. 5/3: Die Kleine Königslibelle *Anax parthenope* ist eine Wärme liebende Art mit Verbreitungsschwerpunkt im Mittel- und Schwarzmeerraum, die sich in jüngerer Zeit auch in Mitteleuropa fortpflanzt. Sie konnte 2009 erstmals in Einzelfunden für den Klingenberger See nachgewiesen werden. Die Art konnte sich dort etablieren und nahm in den Folgejahren zu. Foto: Tandem bei der Eiablage, Klingenberger See, 13.06.2021, U. Schmitz.

konnte eine weitere Zunahme der Art ebenfalls mit Reproduktionsverhalten verzeichnet werden. Die thermophile Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii*, die im Jahr 2010 erstmals im Untersuchungsgebiet nachgewiesen wurde, konnte 2017 und 2021 wieder gefunden werden (Abb 5/4). Ein frisch geschlüpftes Tier hatte 2017 erstmals den Bodenständigkeitsnachweis für das Untersuchungsgebiet erbracht. Erstmals wurde im Jahr 2021 am Klingenbergsee auch die Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* mit zwei Exemplaren nachgewiesen.

Tab. 5/3: Klingenbergsee. Im untersuchten Abschnitt des Südufers nachgewiesene Libellenarten. RL = Rote Liste (Deutschland / Nordrhein-Westfalen / Tiefland/ Bergland), 3 = gefährdet, x = nur vereinzelt nach NRW einfliegende Art, (x) = nicht in RL D genannt, G = Gefährdung anzunehmen aber Status unbekannt, D = Daten unzureichend, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet. Ält. Nw. = ältere Nachweise inkl. Kleingewässer ● = schon bei früheren Untersuchungen nachgewiesen (nach IVÖR 1991, 1995, BRAUN 1997), ! = Neunachweis für das Untersuchungsgebiet, Ab = Abundanzklasse gemäß Tab. 5/1, Bd = Bodenständigkeit gemäß Tab. 5/2, **thermophile Arten rot.**

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	RL (D/NRW/ TL/BL)	Ält. Nw.	2009		2010		2013		2017		2021	
				Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd
<i>Aeshna cyanea</i>	Blaugrüne Mosaikjungfer	*/**/*	●							1	E	1	E
<i>Aeshna mixta</i>	Herbst-Mosaikjungfer	*/**/*	●	3a	sb	2a	wb	1	mb	1	mb	2a	wb
<i>Anax imperator</i>	Große Königslibelle	*/**/*	●	2a	sb	1	sb	1	sb	1	mb	1	sb
<i>Anax parthenope</i>	Kleine Königslibelle	*/D/D/D		1!	E	1	E	2a	sb	2b	sb	2b	sb
<i>Calopteryx splendens</i>	Gebänderte Prachtlibelle	*/**/*		1!	G							1	G
<i>Coenagrion puella</i>	Hufeisen-Azurjungfer	*/**/*										2a	mb
<i>Cordulia aenea</i>	Falkenlibelle	*/**/*						1!	sb	1	E	2a	wb
<i>Crocothemis erythraea</i>	Feuerlibelle	*/**/*				2b!	sb	2a	sb	1	mb	3a	sb
<i>Enallagma cyathigerum</i>	Becher-Azurjungfer	*/**/*	●	4a	B	3b	B	3b	B	3b	B	4a	B
<i>Erythromma lindenii</i>	Pokaljungfer	*/**/*	●	3b	sb	2b	sb	4a	B	3a	sb	2a	mb
<i>Erythromma najas</i>	Großes Granatauge	*/N/V/3								1	E		
<i>Erythromma viridulum</i>	Kleines Granatauge	*/**/*	●							1	E		
<i>Gomphus pulchellus</i>	Westliche Keiljungfer	*/**/*				1!	E			2a	B	2a	B
<i>Ischnura elegans</i>	Große Pechlibelle	*/**/*	●	2b	B	2b	B	3a	B	3a	B	3a	B
<i>Lestes sponsa</i>	Gemeine Binsenjungfer	*/N/V/V	●			1	E						
<i>Libellula depressa</i>	Plattbauch	*/N/V/V										1	E
<i>Libellula quadrimaculata</i>	Vierfleck	*/**/*	●							1	mb		
<i>Orthetrum cancellatum</i>	Großer Blaupfeil	*/**/*	●	2b	B	3a	sb	3a	B	3b	B	4a	sb
<i>Platycnemis pennipes</i>	Blaue Federlibelle	*/**/*	●							1	sb	2a	B
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	Frühe Adonislibelle	*/**/*										2a!	sb
<i>Somatochlora metallica</i>	Glänzende Smaraglibelle	*/**/*										1!	mb
<i>Sympetrum fonscolombii</i>	Frühe Heidelibelle	*/**/*/D				1!	E			1	B	1	E
<i>Sympetrum meridionale</i>	Südliche Heidelibelle	*/D/D/-										1!	E
<i>Sympetrum sanguineum</i>	Blutrote Heidelibelle	*/**/*										1	E
<i>Sympetrum striolatum</i>	Große Heidelibelle	*/**/*	●	2b	sb	2b	B	2b	B	2b	sb	3a	B
<i>Sympetrum vulgatum</i>	Gemeine Heidelibelle	*/**/*	●			1	E	2a	sb				
Summe/thermophile	26/7			9/2		13/5		11/3		17/6		21/6	



Abb. 5/4: Frisch geschlüpfte Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii*. Diese thermophile Art weitet ihr Areal in jüngerer Zeit nordwärts aus. Sie konnte 2010 zum ersten Mal am Klingenger See nachgewiesen werden und wurde auch in den folgenden Untersuchungsjahren wieder gefunden. Ein frisch geschlüpftes Tier erbrachte 2017 den sicheren Nachweis der Bodenständigkeit. Foto: Weibchen, Klingenger See, 06.08.2017, U. Schmitz.



Abb. 5/5: Die Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus* konnte ihr Areal in den letzten Jahrzehnten in Richtung Nordosten ausdehnen. Am Klingenger See und den südlich angrenzenden Kleingewässern wurde sie erstmals 2010 nachgewiesen und auch in den Folgejahren wieder gefunden. Auch im Further Moor wurde sie in den letzten Jahren regelmäßig nachgewiesen. Foto: Männchen, Kleingewässer südlich des Klingenger Sees, 19.07.2013. U. Schmitz.

Weitere besonders Wärme liebende Arten, die am Klingenger See nachgewiesen werden konnten, waren die Pokaljungfer *Erythromma lindenii* (Abb. 5/12), die bereits seit 1993 im Untersuchungsgebiet vorkommt, sowie die Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* (Abb. 5/11) und die Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus* (Abb. 5/5), die beide 2010 erstmals am Klingenger See nachgewiesen worden waren. Für alle diese thermophilen Arten wurden im Rahmen des vorliegenden Monitorings bereits Bodenständigkeitsnachweise erbracht. Des Weiteren konnte im Jahr 2017 das thermophile Kleine Granatauge *Erythromma viridulum* (Abb. 5/13) am Klingenger See nachgewiesen werden.

Kleingewässer südlich des Klingenger Sees

Die Kleingewässer südlich des Klingenger Sees, die zu Beginn des Monitorings aufgrund von Renaturierungsmaßnahmen im Winter 2008-2009 nicht als eigentliches Untersuchungsgebiet ausgewählt worden waren, zeigten trotz der erheblichen Eingriffe im ersten Sommer nach diesen Maßnahmen bereits erstaunlich vielfältige Libellenbestände. In den Folgejahren wuchsen die Gehölze am Rand der Kleingewässer so stark, dass diese gelegentlich entfernt werden mussten, um ein Zuwachsen der Gewässer zu verhindern. Im Untersuchungsjahr 2021 wurden 16 Libellenarten nachgewiesen (Tab. 5/4). Insgesamt sind damit im Verlauf der Jahre an den Kleingewässern seit dem Jahr 1980 bereits 30 Libellenarten festgestellt worden.

Drei besonders Wärme liebende Libellenarten wurden im Jahr 2017 nachgewiesen: Die Kleine Königslibelle *Anax parthenope* (Abb. 5/3), die 2010 erstmals in Einzelexemplaren an den Kleingewässern nachgewiesen wurde, konnte bei den folgenden Untersuchungen zum Teil in gesteigerter Anzahl wiedergefunden werden. Die Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus* (Abb. 5/5) stellt eine weitere Wärme liebende Libellenart dar, die an den Kleingewässern südlich des Klingenger Sees nachgewiesen werden konnte. Nach dem Erstfund eines (frisch geschlüpfen) Einzeltiers im Jahr 2010 konnte die Art auch in den Folgejahren nachgewiesen werden. Ebenfalls wurde 2021 wieder die thermophilen Feuerlibelle *Cro-*

cothemis erythraea (Abb. 5/11) nachgewiesen, während Pokaljungfer *Erythromma lindenii* (Abb. 5/12), Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*, und Kleines Granatauge *Erythromma viridulum* (Abb. 5/13) nicht mehr gefunden werden konnten.

Tab. 5/4: Ergänzende Erhebung der Libellen und der Wespenspinne an den Kleingewässern südlich des Klängenberger Sees. RL = Rote Liste (Deutschland / Nordrhein-Westfalen / Tiefland / Bergland), 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, S = dank Schutzmaßnahmen gleich, geringer oder nicht mehr gefährdet, R = durch extreme Seltenheit gefährdet, x = nur vereinzelt nach NRW einfliegende Art, (x) = nicht in RL D genannt, V = Vorwarnliste, * = ungefährdet. ● = Nachweis (1980 nach PUTZER & HÜBNER (1980), 1991 nach IVÖR (1991), 1993/94 nach IVÖR (1995) in BRAUN 1997), ! = Neunachweis für das Untersuchungsgebiet, Ab = Abundanzklasse gemäß Tab. 5/1, Bd = Bodenständigkeit gemäß Tab. 5/2, **thermophile Arten rot.**

Wissenschaftlicher Name	RL (D/NRW/T L/BL)	Ältere Nachweise				2009		2010		2013		2017		2021	
		80	91	93/94	97	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd	Ab	Bd
<i>Aeshna affinis</i>	*/*/*R							1!	E						
<i>Aeshna cyanea</i>	*/*/*/*	●	●		●	2a	sb	1	E	1	E	1	E	1	E
<i>Aeshna mixta</i>	*/*/*/*				●	3a	wb	2b	B	2a	wb			2a	wb
<i>Anax imperator</i>	*/*/*/*	●	●	●	●	2a	wb	1	E	2a	wb	1	E	1	E
<i>Anax parthenope</i>	*/D/D/D							1	E	2a	wb	2a	wb	1	E
<i>Brachytron pratense</i>	*/3/3/2					1!	mb	2a	sb	1	E	1	E	1	E
<i>Calopteryx splendens</i>	*/*/*/*									1!	G				
<i>Calopteryx virgo</i>	*/N/2/*													1	G
<i>Coenagrion puella</i>	*/*/*/*	●	●			3b	wb	4a	B	3a	B	3a	wb	3a	wb
<i>Coenagrion pulchellum</i>	*/3/3/-	●													
<i>Crocothemis erythraea</i>	*/*/*/*									1!	B			1	E
<i>Enallagma cyathigerum</i>	*/*/*/*				●	3a	wb	3b	B	3b	B	2a	B	3a	B
<i>Erythromma lindenii</i>	*/*/*/*			●	●	4a	sb			2b	B				
<i>Erythromma viridulum</i>	*/*/*/*				●										
<i>Gomphus pulchellus</i>	*/*/*/*							1!	B	1	mb	1	E	2a	wb
<i>Ischnura elegans</i>	*/*/*/*	●	●	●	●	3b	sb	3b	B	4a	B	3b	B	2b	sb
<i>Ischnura pumilio</i>	V/3S/3/2	●		●											
<i>Lestes sponsa</i>	*/N/N/N				●										
<i>Lestes viridis</i>	*/*/*/*		●		●			1	E	1	E	1	E		
<i>Libellula depressa</i>	*/N/N/N		●			2b	wb	2a	wb						
<i>Libellula quadrimaculata</i>	*/*/*/*		●		●	3a	B	3a	B	3a	wb				
<i>Orthetrum cancellatum</i>	*/*/*/*				●	2a	wb	1	E	1	B	2b	B	2a	B
<i>Platycnemis pennipes</i>	*/*/*/*			●	●			2a	B	4a	B	2a	sb	3b	sb
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	*/*/*/*	●	●		●			1	sb	1	E	1	E	2a	sb
<i>Sympetma fusca</i>	*/S/*N				●										
<i>Sympetrum danae</i>	*/N/N/*	●			●										
<i>Sympetrum flaveolum</i>	3/N/N/3				●										
<i>Sympetrum sanguineum</i>	*/*/*/*	●			●	2a	wb	2a	B	2b	B	2a	wb	2a	B
<i>Sympetrum striolatum</i>	*/*/*/*		●	●	●	3a	sb	2b	B	1	E	2a	sb	2b	sb
<i>Sympetrum vulgatum</i>	*/*/*/*		●		●					1	E				
Summe/thermophile 30/6		9/-	10/-	5/1	17/2	13/1		18/3		20/4		14/2		16/3	
<i>Argiope bruennichi</i> (Individuenzahl)						0		1		2		0		0	

Als Libellenart der Roten Liste konnte an den Kleingewässern in den Untersuchungsjahren 2009 bis 2021 der Schilfjäger *Brachytron pratense* festgestellt werden, der bei älteren Untersuchungen für das Untersuchungsgebiet noch nicht nachgewiesen worden war.

Zusätzlich zur Erfassung der Libellen wurde bei den Geländebegehungen auf Vorkommen der Wespen spinne *Argiope bruennichi* geachtet. Im Jahr 2010 konnte an den Kleingewässern südlich des Klingenbergberger Sees erstmals ein Exemplar der Wespenspinne festgestellt werden, im Jahr 2013 wurden zwei Exemplare gefunden, 2017 und 2021 allerdings keines mehr.

Further Moor

Im Untersuchungsgebiet wurden im Jahr 2021 insgesamt 24 Libellenarten festgestellt. Insgesamt ist die Artenzahl im Further Moor in den letzten Jahren und Jahrzehnten deutlich gestiegen. (Tab. 5/5). Als Hauptursache für diese positive Entwicklung ist sicher vor allem die Anlage eines Heidewiehers im Winter 2009/10 und von drei weiteren Heidewiehern im Winter 2011/12 anzusehen. In der Folge gelangen mehrere Neunachweise für das Further Moor, darunter die Nordische Moosjungfer *Leucorrhinia rubicunda* (Abb. 5/17 links), ebenso wie der gefährdete Schilfjäger *Brachytron pratense* und die auf der Vorwarnliste stehende Falkenlibelle *Cordulia aenea*. Erstmals nach 21 Jahren konnte im Jahr 2013 ein erneuter Nachweis der Kleinen Moosjungfer *Leucorrhinia dubia* (Abb. 5/17 rechts) erbracht werden. Unter den 2021 nachgewiesenen Arten befanden sich mehrere seltene Arten der Roten Liste wie die Torf-Mosaikjungfer *Aeshna juncea* (Abb. 5/6), die Zarte Rubinjungfer *Ceriagrion tenellum* (Abb. 5/9) und der Kleine Blaupfeil *Orthetrum coerulescens*. Von der Großen Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis*, einer typischen Moorlibelle und seltenen FFH-Art (Abb. 5/18), konnte eine Exuvie gefunden und damit der Nachweis der Bodenständigkeit erbracht werden. Aus der Gruppe der besonders Wärme liebenden Libellenarten wurden 2021 fünf Arten gefunden (Tab. 5/5, 5/6): Große Bestände mit deutlich zunehmender Tendenz im Vergleich der Vorjahre zeigten die Zarte Rubinjungfer *Ceriagrion tenellum* (Abb. 5/9) und die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* (Abb. 5/15). Die Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* (Abb. 5/11) war



Abb. 5/6: Torf-Mosaikjungfer *Aeshna juncea*. Diese Rote-Liste-Art ist einer der voraussichtlichen Verlierer des Klimawandels. Als typische Art der Moorgewässer ist sie von Austrocknung und Veränderungen des Gewässerchemismus besonders bedroht. Die Torf-Mosaikjungfer konnte wie viele andere Arten von der Neuanlage von Heidewiehern im Further Moor profitieren. Foto: Weibchen bei der Eiablage, Further Moor, 20.08.2021, U. Schmitz.

2017 mit Nachweis der Bodenständigkeit (Jungferflug) im Further Moor erstmals festgestellt worden und konnte auch 2021 wiedergefunden werden. Als weitere besonders Wärme liebende Art kamen die Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus* (Abb. 5/5) mit Nachweis der Bodenständigkeit vor, sowie die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus* (Abb. 5/14). Die drei letztgenannten Arten wurden allerdings nur in einzelnen Exemplaren beobachtet.

Während der Libellenuntersuchungen im Further Moor wurden auch Vorkommen der Wespenspinne *Argiope bruennichi* erfasst (Tab. 5/5). Im Jahr 2021 konnten bis zu 12 Exemplare der Wespenspinne pro Begehung beobachtet werden.

Diskussion

In den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Kreis Mettmann wurden im Lauf der Untersuchungsjahre bereits etliche besonders Wärme liebende Libellenarten mit südeuropäischem Verbreitungsschwerpunkt gefunden. Betrachtet man die bisherigen Ergebnisse des Klimafolgenmonitorings Kreis Mettmann und Düsseldorf zusammen (SCHMITZ et al. 2022), und nimmt auch ältere Libellenuntersuchungen hinzu, zeigt sich eine deutlich steigende Tendenz an thermophilen Libellenarten (Tab. 5/6, Abb. 5/7). Diese steigende Anzahl beruht sicher nicht in erster Linie auf einer steigenden Untersuchungsintensität, sondern stellt eine reale Steigerung der Nachweise thermophiler Libellenarten dar.

Tab. 5/6: Thermophile Libellenarten und Jahresangaben in den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf und Kreis Mettmann (Baumberger Tümpel, Golfplatz Hubbelrath Gewässer 1 und 2, Further Moor, Klingenberg See, Kleingewässer südl. des Klingenberg Sees). Ab 2009 wurden nur die Jahre gleichzeitigen Monitorings in Düsseldorf und Kr. Mettmann berücksichtigt. 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.

Wissenschaftl. Name	vor 79	79	80	81	82	83	84	85	87	89	93	97	08	09	10	13	17	21
<i>Aeshna affinis</i>														x	x			x
<i>Anax parthenope</i>														x	x	X	X	X
<i>Ceriagrion tenellum</i>															x		X	X
<i>Coenagrion scitulum</i>																	X	
<i>Crocothemis erythraea</i>															X	X	X	X
<i>Erythromma lindenii</i>											X	X		X	X	X	X	x
<i>Erythromma viridulum</i>								x	x			X		X	x	X	x	X
<i>Gomphus pulchellus</i>						x	x				x			x	X	x	X	X
<i>Lestes barbarus</i>															X			x
<i>Lestes virens</i>												x				x	x	X
<i>Sympetrum fonscolombii</i>															x		X	x
<i>Sympetrum meridionale</i>																		x
Summe	12					1	1	1	1		2	3		5	9	6	9	11
davon bodenständig						0	0	0	0		1	2		2	3	3	7	6

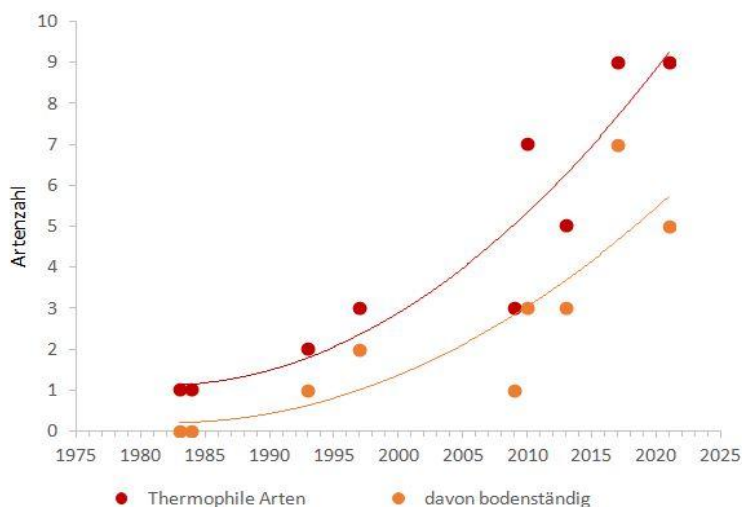


Abb. 5/5: Zahl besonders Wärme liebender (= thermophiler) Libellenarten in den Untersuchungsgebieten des Klimafolgenmonitorings Kreis Mettmann und Düsseldorf mit Trendlinie (polynomisch). Quellen älterer Nachweise vor 2009 siehe Legende von Tab. 5/6. Ab 2009 wurden nur die Jahre gleichzeitigen Monitorings in Düsseldorf und Kr. Mettmann berücksichtigt.



Abb. 5/8: Die Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis* ist eine mediterrane Art, die in manchen Jahren nach Mitteleuropa einwandert und sich hier gelegentlich fortpflanzen kann. An den Kleingewässern südlich des Klingenbergers Sees konnte die Art im Untersuchungsjahr 2010 nachgewiesen werden. Im benachbarten Düsseldorf kommt die Art in warmen Jahren vor, und es gelang durch HOLTSCULTE (2020) der Reproduktionsnachweis Foto: Männchen, Kleingewässer südlich des Klingenbergers Sees, 23.07.2010, U. Schmitz.

Die **Südliche Mosaikjungfer** *Aeshna affinis* (Abb. 5/8) ist eine ursprünglich im Mittelmeerraum beheimateten Libelle, die in besonderen Maße von der Erwärmung des Klimas mit einer Ausweitung ihres Areals profitiert (MENKE et al. 2009, BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016). Nachdem die Art im Jahr 2009 im Rahmen des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf festgestellt werden konnte (SCHMITZ et al. 2010a), konnte sie im Untersuchungsjahr 2010 erstmals auch für die Kleingewässer am Klingenberg See festgestellt werden. Es handelte sich um den Nachweis eines einzelnen patrouillierenden Männchens.

2013 und 2017 konnte die Art dort nicht mehr gefunden werden. In den Jahren ab 2018 konnte die Art aber wieder am Baumberger Tümpel im Altrheingebiet bei Düsseldorf-Urdenbach nachgewiesen werden. Der Fund einer Exuvie im Jahr durch HOLTSCULTE (2020) belegte erstmals für NRW die erfolgreiche Reproduktion. Für die Region berichten SONNENBURG & BÖHM (2009) von einem Fund dreier Exemplare im Jahr 2006 in der Ohligser Heide bei Solingen. Auf eine künftige Einwanderung und Ausbreitung dieser Wärme liebenden aber noch seltenen Art ist also besonders zu achten.

Bei der **Kleinen Königslibelle** *Anax parthenope* (Abb. 5/3) 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, 2019, BOUDOT & KALKMAN 2015, WILDERMUTH & MARTENS 2019). In Nordrhein-Westfalen wurde die Kleine Königslibelle zum ersten Mal im Jahr 1983 nachgewiesen (LEMPERT 1984), den ersten Vermehrungsnachweis für NRW erbrachte BÖHM (2003). In der Dokumentation der Libellenfauna im Kreis Mettmann (IVÖR 1995) ist *Anax parthenope* noch nicht aufgeführt. Im Untersuchungsjahr 2009 konnte *Anax parthenope* erstmals für den Klingenberg See nachgewiesen werden, 2010 wurde die Art dort wieder gefunden und darüber hinaus auch an den südlich des Klingenbergers Sees liegenden Kleingewässern sowie erstmals auch als Einzelfund im Further Moor. Im Jahr 2013 war am Klingenberg See erstmals Reproduktionsverhalten (Tandem, Eiablage) zu beobachten und auch eine Zunahme der Individuenzahl. In den Folgejahren war eine weitere Zunahme am Klingenberg See zu verzeichnen, es waren bei den Begehungen im Hochsommer ständig ca. 7-10 Exemplare anwesend, die auch Fortpflanzungsverhalten (Tandems und Eiablage) zeigten. Auch an weiteren Gewässern im weiteren Umfeld der Untersuchungsgebiete wurde *Anax parthenope* in den

letzten Jahren gefunden und scheint sich weiter auszubreiten: KRAUSE (schriftl. Mittlg. 2009) berichtet von Vorkommen dieser Art am Baggersee südlich der Hildener Straße. Im Bereich des Unterbacher Sees und des Elbsees konnte seit dem Jahr 2009 Reproduktionsverhalten beobachtet werden (KRAUSE mündl. Mittlg. 2010, 2012, KORDGES mündl. Mittlg. 2010, BÖHM schriftl. Mittlg. 2012, SCHMITZ eigene Beobachtung 2013-2021). Nach Beobachtungen des Autors ist *Anax parthenope* seit 2013 sogar die häufigste Großlibelle am Unterbacher See. Auf Düsseldorfer Gebiet befindet sich ein weiteres bodenständiges Vorkommen in der Nähe der Kläranlage (BAIERL mündl. Mittlg. 2009). 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. Die Kleine Königslibelle *Anax parthenope* wurde auch schon im Rahmen des Libellenmonitorings am Urdenbacher Altrhein bei Düsseldorf nachgewiesen (SCHMITZ 2015a, 2019). BÖHM (schrift. Mittlg. 2010) berichtet für das Gebiet des Kreises Mettmann und der Stadt Düsseldorf von Beobachtungen seit dem Jahr 2000 mit teils starken Einflügen und auch der Registrierung von Fortpflanzungsnachweisen mit ca. 60 Beobachtungen von 20 Fundorten.

Im Rahmen des Klimafolgenmonitorings im Kreis Mettmann konnte im Further Moor bei Langenfeld eine größere Population der **Zarten Rubinjungfer (= Scharlachlibelle, Späte Adonislubelle) *Ceriagrion tenellum*** nachgewiesen werden (Abb. 5/9). Die Art bildet dort eine große Population mit wachsender Tendenz, Nachdem im Untersuchungsjahr 2017 an den Begehungsterminen jeweils bis zu zehn Individuen beobachtet wurden, waren es im Jahr 2021 schon ca. 50 Individuen. Frisch geschlüpfte Exemplare erbrachte den Nachweis der Bodenständigkeit. 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 Art 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 Moorgebiete im Flachland bevorzugt (MENKE et al. 2016). Nachdem die Zarte Rubinjungfer im



Abb. 5/9: Die Zarte Rubinjungfer *Ceriagrion tenellum* ist eine thermophile Art, die bei den Untersuchungen in einer sich fortpflanzenden Population mit wachsender Tendenz im Further Moor gefunden wurde. Fotos: links Tandem, Further Moor, 20.08.2021, rechts frisch geschlüpfte Weibchen, Further Moor 07.07.2017, U. Schmitz.

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, 2019, BOUDOT & KALKMAN 2015, BROCKHAUS et al. 2015). Die Larven gelten als empfindlich gegen Frost und Austrocknung der Brutgewässer (CLAUSNITZER et al. 2007).

Die **Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum*** (Abb. 5/10) ist eine weitere thermophile Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt, bei der seit einigen Jahren

eine nord- und ostwärts gerichtete Arealerweiterung zu beobachten ist, die auf Klimaänderungen 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 nachgewiesen. Es handelte sich um ein frisch geschlüpftes Einzeltier, wodurch der Bodenständigkeitsnachweis erbracht wurde (SCHMITZ et al. 2018). Dieser Fund von *Coenagrion scitulum* stellte gleichzeitig den Erstnachweis der Art für den Kreis Mettmann dar.

Die ursprünglich im Mittelmeerraum beheimatete **Feuerlibelle *Crocothemis erythraea*** (Abb. 5/11) 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 Erstnachweis 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. Im Rahmen des vorliegenden Klimafolgenmonitoring wurde die Feuerlibelle erstmals im Jahr 2010 für den Klingenberg See nachgewiesen, wo sie Kopula und Eiablageverhalten zeigte. Im Jahr 2013 auch an den Kleingewässern südlich des Klingenberg Sees mit Bodenständigkeitsnachweis (frisch geschlüpfte Exemplare). Auch in den Folgejahren wurde die Art am Klingenberg See wieder gefunden. Für das Further Moor wurde die Feuerlibelle 2017 als Erstnachweis gefunden. Ein frisch geschlüpftes Exemplar erbrachte den Nachweis der Bodenständigkeit. Auch 2021 konnte die Art wieder im Further Moor beobachtet werden. Auf regionaler Ebene wurde die Feuerlibelle



Abb. 5/10: Die Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum* ist eine besonders Wärme liebende Art, die erstmals 2017 im Further Moor bei Langenfeld gefunden wurde, der Fund war gleichzeitig der Erstnachweis der Art für den Kreis Mettmann. Das frisch geschlüpfte Exemplar erbrachte gleichzeitig den Nachweis der Bodenständigkeit. Foto: Frisch geschlüpftes, unausgefärbtes Männchen, Further Moor 08.06.2017, U. Schmitz.



Abb. 5/11: Die Feuerlibelle *Crocothemis erythraea* ist eine thermophile Art, die ihr Areal in jüngerer Zeit nordwärts ausweitet. Sie konnte 2010 zum ersten Mal am Klingenberg See nachgewiesen und bei Fortpflanzungsverhalten beobachtet werden. Im Jahr 2013 wurden erstmals frisch geschlüpfte Exemplare an den Kleingewässern südlich des Klingenberg Sees beobachtet, was ein sicherer Nachweis der Bodenständigkeit ist. Die Art konnte 2017 erstmals für das Further Moor nachgewiesen werden, ebenfalls mit Bodenständigkeitsnachweis durch Jungfernnflug. Fotos: links adultes Männchen, Klingenberg See, 27.06.2021, rechts frisch geschlüpfte Weibchen, Further Moor 21.06.2017, U. Schmitz.

bereits mehrfach im Gebiet des Kreises Mettmann und auf Düsseldorfer Stadtgebiet nachgewiesen, wo sie sich an einigen Stellen auch vermehrt (BAIERL mündl. Mittlg. 2009, BÖHM schriftl. Mittlg. 2010). Beispiele für aktuelle Fundorte in der Region sind der Oerkhauser See (ADOLPHY schriftl. Mittlg. 2009) oder der Baggersee südlich der Hildener Straße, wo die Art sogar in größerer Anzahl gefunden wurde (KRAUSE schriftl. Mittlg. 2009). Die Ausbreitung der Feuerlibelle wird durch den Klimawandel gefördert und eine weitere Zunahme dieser Art ist zu erwarten.



Abb. 5/12: Die Pokaljungfer *Erythromma lindenii* dehnt ihr Areal seit den 1970er Jahren in Richtung Norden und Osten aus und wurde 1993 zum ersten Mal am Klingenberg See nachgewiesen, wo die Art eine mittlerweile individuenstarke Population aufbauen konnte. Foto: Paarungsrad, Klingenberg See, 29.07.2013, U. Schmitz.

Die **Pokaljungfer *Erythromma lindenii*** (Abb. 5/12) hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im Mittelmeerraum und in Westeuropa (BOUDOT & KALKMAN 2015). Seit den 1970er Jahren weitet *Erythromma lindenii* ihr Areal nord- und ostwärts aus (KUHN & BURBACH 1998, STERNBERG & BUCHWALD 1999, MENKE et al. 2009, LEHMANN & NÜSS 2015, BOUDOT & KALKMAN 2015, MENKE et al. 2016) und kam in Deutschland zunächst nur in wärmebegünstigten Gegenden wie im Oberrhein vor (BELLMANN 2007). Sie konnte 1993 zum ersten Mal am Klingenberg See nachgewiesen werden (IVÖR 1995, BRAUN 1997). Sie wurde dort anschließend immer häufiger und war im Jahr 2013 die häufigste Libellenart am Klingenberg See, 2017 lag sie nach der Becherjungfer auf Platz zwei. Allerdings flog die Art im relativ kühlen Sommer 2021 dort nur in wenigen Exemplaren. Die Ausbreitung des Areals dieser Art wird von manchen Autoren mit der Zunahme von Baggerseen begründet (BELLMANN

2007), was als einzige Ursache aber wahrscheinlich zu kurz greift, da Auskiesungen auch schon vor den 1970er Jahren vorhanden waren. Die Art stellt z. T. überlappende Ansprüche an den Lebensraum mit der häufigen Hufeisen-Azurjungfer *Coenagrion puella*. In Baden-Württemberg machte WESTERMANN (2003) die Beobachtung, dass letztere Art von *Erythromma lindenii* verdrängt werden kann. Im Falle möglicher zukünftiger Bestandsrückgänge von *Coenagrion puella* sollte bei der Ursachenforschung eine Veränderung der Konkurrenzverhältnisse als einer indirekten Folge des Klimawandels in Betracht gezogen werden. CONZE et al. (2010) berichten, dass *Erythromma lindenii* ihr Areal gegenwärtig auch in die Höhe erweitert und in den 2000er Jahren bereits erste Funde dieser Art in nordrhein-westfälischen Mittelgebirgen gemacht werden konnten.

Als weitere überdurchschnittlich Wärme liebende und damit als Klimaindikator geeignete Art konnte BRAUN (1997) das **Kleine Granatauge *Erythromma viridulum*** (Abb. 5/13) an den Kleingewässern südlich des Klingenger Sees erstmals im Jahr 1997 nachweisen. Die Art konnte in den Untersuchungsjahren 2009 bis 2013 zunächst nicht wieder gefunden werden. Eine Ursache für das Verschwinden könnte ein Mangel an Schwimmblattvegetation sein, da die Wasserflächen nach den Renaturierungsmaßnahmen im Winter 2008 rasch wieder mit emerser Krautvegetation und Gebüschern zugewachsen. Bei den Untersuchungen 2017 konnte die Art wiedergefunden werden, allerdings nicht an den mittlerweile völlig



Abb. 5/13: Das Kleine Granatauge *Erythromma viridulum* ist eine weitere besonders Wärme liebende Libelle, die ihr Areal begünstigt durch den Klimawandel ausdehnen konnte, und die 2017 am Klingenger See gefunden werden konnte. Foto: Männchen, Klingenger See, 06.08.2017, U. Schmitz.

zugewachsenen Kleingewässern, sondern an der Hauptabgrabung Klingenger See. Das Jahr 2021 erbrachte allerdings keinen Nachweis der Art im Untersuchungsgebiet. Überregional verlagert das Kleine Granatauge seine nördliche Arealgrenze bereits seit einigen Jahrzehnten in Richtung Norden. *Erythromma viridulum* kam ursprünglich in großen Teilen Nordwesteuropas nicht vor, aber ist dort seit den 1980er bis 1990er Jahren nicht mehr selten (DIJKSTRA & LEWINGTON 2008). In Nordrhein-Westfalen wurde die Art erstmals 1877 nachgewiesen (KOLBE 1878). Seitdem hat sich *Erythromma viridulum* signifikant ausgebreitet. Die Hauptursache dieser Zunahme wird in der Erwärmung des Klimas gesehen (MENKE et al. 2009, CONZE et al. 2010). Wäh-

rend *Erythromma viridulum* noch in den 1980er Jahren als stark gefährdet auf der Roten Liste stand (SCHMIDT & WOIKE 1986), wurde die Art im darauf folgenden Jahrzehnt für Nordrhein-Westfalens bereits als ungefährdet eingestuft (SCHMIDT & WOIKE 1999). Im Kreis Mettmann und auf dem Gebiet der Stadt Düsseldorf kommt die Art an etlichen Stellen vor (u. a. STEINHOFF et al. 2011) und konnte z. B. im Rahmen des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf in den letzten Jahren am Baumberger Tümpel sowie an Gewässern auf dem Golfplatz Hubbelrath nachgewiesen werden (SCHMITZ et al. 2018).

Die **Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus*** (Abb. 5/5) konnte ebenfalls ihre Arealgrenzen verschieben. Diese südwesteuropäische Art dringt bereits seit dem Ende des 19. Jahrhunderts nord- und

ostwärts vor (SUHLING & MÜLLER 1996, DIJKSTRA & LEWINGTON 2008). Und diese Arealerweiterung hält weiter an, so wurde *Gomphus pulchellus* 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, TÁJEK 2021), 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), reicht wie bei *Erythromma lindenii* als alleinige Begründung vermutlich nicht aus, sondern wird sicherlich auch durch die Erwärmung des Klimas begünstigt (KUHN & BURBACH 1998, STERNBERG & BUCHWALD 2000). Im Further Moor wird *Gomphus pulchellus* seit 1983 als unregelmäßiger Gast festgestellt, im Rahmen des vorliegenden Monitorings in jedem Untersuchungsjahr, so auch 2017 und 2021 (Tab. 5/5). Am Klingenberger See wurde die Art erstmals 2010 und danach auch wieder bei den Folgeuntersuchungen festgestellt. Der Klingenberger See stellt ein geeignetes Habitat für diese Art dar, an dem sich die Art reproduzieren kann, was der Fund frisch geschlüpfter Exemplare zeigt. Obwohl die Westliche Keiljungfer als Lebensraum offene Kiesgruben bevorzugt, und das Further Moor daher kein optimales Habitat darstellt, kann sich *Gomphus pulchellus* offensichtlich auch in den neu angelegten Heideweihern fortpflanzen, wie der Fund frisch geschlüpfter Exemplare belegt.

Bei der **Südlichen Binsenjungfer *Lestes barbarus*** (Abb. 5/14) 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). Bei der Neuauflage der Roten Listen wurde die Südliche Binsenjungfer sowohl in Deutschland als auch in NRW jeweils von stark gefährdet (OTT & PIPER 1998, SCHMIDT & WOIKE 1999) auf ungefährdet (OTT et al. 2015, CONZE & GRÖNHAGEN 2010) herabgestuft. Auf regionaler Ebene wurde die Art bereits an mehreren Stellen beobachtet.



Abb. 5/14: Die Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus* ist eine Art mit mediterranem Verbreitungsschwerpunkt, die ihr Areal in den letzten Jahrzehnten nach Norden ausdehnen konnte. Foto: Altes Männchen, Further Moor 08.09.2021, U. Schmitz.

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-Unterefeldhaus schlüpfende Tiere gefunden (BAIERL schriftl. Mittlg. 2010). Im Untersuchungsgebiet Baumberger Tümpel wurde die Art 2010 erstmals nachgewiesen und für 2011 der Reproduktionsnachweis erbracht. Im Further Moor wurde 2021 ein altes Einzelexemplar festgestellt (SCHMITZ et al. 2022).

Die **Kleine Binsenjungfer *Lestes virens*** (Abb. 5/15) 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 & GRÖNHAGEN 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 auf der aktuellen Roten Liste Deutschlands (OTT et al. 2015) fand eine Herabstufung von bisher stark gefährdet (OTT & PIPER 1998) auf ungefährdet statt. CONZE (schriftl. Mittlg. 2013) hält einen Zusammenhang mit dem Klimawandel für sehr wahrscheinlich: „Obwohl die genaue Wirkungskette sicher weiter aufzuklären sein wird, halte ich die Art in der Tat für einen Klimagewinner. In NRW ist das aufgrund der Verzahnung von



Abb. 5/15: Die Kleine Binsenjungfer *Lestes virens* ist eine Wärme liebende Art, die zwar noch recht selten ist, deren Bestände aber landesweit zunehmen. Gut zu erkennen sind die typischen hell berandeten Pterostigmata (Flügelmale) und der gelbe Hinterkopf. Foto: Männchen, Further Moor, 09.08.2013, U. Schmitz.

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. Im Further war die Kleine Binsenjungfer erstmals im Jahr 1997 als Einzelfund nachgewiesen worden (BRAUN 1997). Im Jahr 2013 wurde die Art dort an drei Begehungsterminen mit jeweils einem männlichen Exemplar gefunden und im Jahr 2017 an einem Begehungstermin mit ca. 4-6 Exemplaren. Im Jahr 2021 war die Kleine Binsenjungfer dort sehr zahlreich vertreten. Etliche frisch geschlüpfte Exemplare zeigten die Bodenständigkeit im Further Moor. Die einzige weitere Fundmeldung von *Lestes virens* im Kreis Mettmann war bislang ein sehr alter Fund in der Hildener Heide gewesen (LE ROI 1915 zitiert in IVÖR 1995). Einen weiteren aktuellen 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). Im Rahmen des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf konnte *Lestes virens* erstmals im Jahr 2013 für den Baumberger Tümpel nachgewiesen werden (SCHMITZ et al. 2014), im Jahr 2021 wurde dort abermals ein Exemplar beobachtet (SCHMITZ et al. 2022).

Die **Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii*** (Abb. 5/4) ist eine weitere thermophile Art, die vom Klimawandel profitiert und die ihr Areal deutlich nord- und ostwärts ausgedehnt hat. Ihr Hauptverbreitungsgebiet umfasst die Trockengebiete Afrikas, Asiens sowie den Mittelmeerraum, wo sie eine der häufigsten Großlibellen ist, und von wo aus sie immer wieder nach Mitteleuropa vorstößt (DIJKSTRA & LEWINGTON 2008, BOUDOT & KALKMAN 2015). 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 Skandinaviens 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). Auch für das Gebiet des Kreises Mettmann der Stadt Düsseldorf und des Rhein-Kreises Neuss sind inzwischen etliche reproduzierende Populationen der Frühen Heidelibelle bekannt (KORDGES 2006, BÖHM schriftl. Mittlg. 2010, SCHMITZ 2015a, SCHMITZ 2015b). Bei der am Klingenberger See im Jahr 2010 erstmals festgestellten Frühen Heidelibelle handelte es sich zunächst nur um ein einzelnes Exemplar, das keine Reproduktionsaktivitäten zeigte. Im Jahr 2017 erbrachte der Fund eines frisch geschlüpften Exemplars am Klingenberger See dann den Fortpflanzungsnachweis.

Die **Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale*** (Abb. 5/15) ist eine Art mit Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa (BOUDOT & KALKMAN 2015). Sie besiedelt flachgründige, sommerwarme Kleingewässer, die während der heißen Jahreszeit oft trockenfallen (WILDERMUTH & MARTENS 2019). In Deutschland hat sich die Art seit der Jahrtausendwende langsam und mit zeitweiligem Entwicklungserfolg ausgebreitet, sich aber nur in wenigen Gebieten mehrjährig etabliert (BROCKHAUS et al. 2015, MENKE et al. 2016, WILDERMUTH & MARTENS 2019). Der erste belegte Nachweis und gleichzeitig der erste Fortpflanzungsnachweis für Nordrhein-Westfalen gelang BÖHM (2002) durch den Fang eines frisch geschlüpften Weibchens im NSG Kirberger Loch bei Monheim im Jahr 2000. Im Jahr 2021 wurden zwei Exemplare im Rahmen des vorliegenden Monitorings erstmals am Klingenberger See beobachtet. Die Südliche Heidelibelle wurde zum Teil auch schon an anderer Stelle für Düsseldorf und den benachbarten Kreis Mettmann nachgewiesen, es handelte sich dabei bislang aber nur um wenige Einzelfunde. In einem Einzelfall konnte im Jahr 2003 ein frisch geschlüpftes Exemplar der Südlichen Heidelibelle *Sympetrum meridionale* im Bereich der Grube 7 (Kr. Mettmann) nachgewiesen werden (KORDGES schriftl. Mittlg. 2010). Im Jahr 2009 wurde vom Autor ein einzelnes Männchen auf dem Golfplatz Hubbelrath in Düsseldorf gefunden. Am Baumberger Tümpel in der Urdenbacher Kämpfe südlich von Düsseldorf konnten bereits mehrere Nachweise der Art erbracht werden: Nachdem BAIERL (mündl. Mittlg. 2009) von einem Einzelfund der Südlichen Heidelibelle am Baumber-



Abb. 5/16: Die Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale* hat ihren Verbreitungsschwerpunkt im Mittelmeerraum. Sie ist recht tolerant gegenüber einem Austrocknen der Gewässer. Besonders in den letzten warmen Jahren konnte sie vermehrt in Mitteleuropa festgestellt werden. Foto: Männchen am ausgetrockneten Baumberger Tümpel, 12.08.2020, U. Schmitz.

belle wurde zum Teil auch schon an anderer Stelle für Düsseldorf und den benachbarten Kreis Mettmann nachgewiesen, es handelte sich dabei bislang aber nur um wenige Einzelfunde. In einem Einzelfall konnte im Jahr 2003 ein frisch geschlüpftes Exemplar der Südlichen Heidelibelle *Sympetrum meridionale* im Bereich der Grube 7 (Kr. Mettmann) nachgewiesen werden (KORDGES schriftl. Mittlg. 2010). Im Jahr 2009 wurde vom Autor ein einzelnes Männchen auf dem Golfplatz Hubbelrath in Düsseldorf gefunden. Am Baumberger Tümpel in der Urdenbacher Kämpfe südlich von Düsseldorf konnten bereits mehrere Nachweise der Art erbracht werden: Nachdem BAIERL (mündl. Mittlg. 2009) von einem Einzelfund der Südlichen Heidelibelle am Baumber-

ger Tümpel „vor vielen Jahren“ berichtete, wurde die Art dort viele Jahre nicht wiedergefunden, bis sie im besonders heißen und trockenen Sommer 2019 zum ersten Mal im Rahmen des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf am Baumberger Tümpel nachgewiesen wurde. Es handelte sich dabei um den gleichzeitigen Nachweis von mindestens zwei Männchen, die sich am trocken gefallenem Gewässer aufhielten. Auch im ebenfalls heißen und trockenen Sommer 2020 gelang der Nachweis von jeweils mindestens zwei gleichzeitig anwesenden Männchen dieser stark Wärme liebenden Art. Die beiden beobachteten Männchen hielten sich 2020 an mehreren Beobachtungsterminen zwischen Mitte August und Mitte September am ausgetrockneten Baumberger Tümpel auf (Schmitz et al. 2021). HOLTSCHULTE (2020) konnte im heißen Sommer 2020 ein Paarungsrade der Art im Bereich des Urdenbacher Altrheins feststellen.

Mit diesen zahlreichen in den Untersuchungsgebieten bereits festgestellten thermophilen Arten sind die meisten der Libellenarten, die vom Klimawandel profitieren, bereits in den beiden Untersuchungsgebieten nachgewiesen worden, wenn auch zum Teil noch ohne Vermehrungsnachweis. Eine weitere thermophile Art, die durch die Erwärmung des Klimas gefördert wird, ist der **Südliche Blaupfeil *Orthemtrum brunneum*** (CONZE et al. 2010). Diese Wärme liebende Art ist zwar noch nicht in den beiden Untersuchungsgebieten nachgewiesen worden, es gibt aber an anderen Gewässern auch schon Nachweise für den Kreis Mettmann und die Stadt Düsseldorf, zum Teil auch mit Reproduktionsnachweise (BAIERL mündl. Mittlg. 2009, BÖHM schriftl. Mittlg. 2010, SCHMITZ et al. 2022).

Darüber hinaus sind bislang noch unbekannt 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 bemerkenswerten 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.



Abb. 5/18: Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis*. Diese seltene Rote-Liste 1 und FFH-Art konnte als typische Libelle der Moorgewässer wie viele weitere Libellenarten von der Neuanlage von Heideweiern im Further Moor profitieren. Die Art wurde erstmals 2016 im Further Moor beobachtet und konnte 2017 wiedergefunden werden. 2021 brachte der Fund einer Exuvie den Nachweis der Bodenständigkeit. Fotos: links Paarungsrade Further Moor 10.06.2016, rechts Männchen, Further Moor 01.06.2017, U. Schmitz.



Abb. 5/17: Die Nordische Moosjungfer *Leucorrhinia rubicunda* (links) und die Kleine Moosjungfer *Leucorrhinia dubia* (rechts) sind sehr selten und in NRW stark gefährdet. Im Jahr 2013 waren beide Arten im Further Moor an den neu angelegten Heideweihern zu beobachten. Es handelte sich dabei um den Ersthachweis der Nordischen Moosjungfer für das Further Moor. Von der Kleinen Moosjungfer war zuvor erst einmal ein Einzelexemplar im Jahr 1982 beobachtet worden war. Fotos: links *L. rubicunda* Männchen, Further Moor, 05.06.2013, rechts *L. dubia* Männchen, 01.07.2013, Further Moor, U. Schmitz.

Beim Fund der stark gefährdeten **Nordischen Moosjungfer *Leucorrhinia rubicunda*** (Abb. 5/17 links), von der am 05.06.2013 mehrere Exemplare (nur Männchen) an den neu angelegten Heideweiern beobachtet werden konnten, handelte es sich um einen Ersthachweis für das Further Moor. Von der stark gefährdeten **Kleinen Moosjungfer *Leucorrhinia dubia*** (Abb. 5/17 rechts), die ebenfalls 2013 gefunden wurde, war im Further Moor zuvor erst einmal ein Einzeltier im Jahr 1982 von M. WOIKE beobachtet worden (HÜBNER 1985). Beides sind typische Moorarten. Vor allem die Larven der Kleinen Moosjungfer haben keinen wirksamen Schutzmechanismus gegen Prädation durch Fische, und besiedeln daher vorzugsweise fischfreie und saure Gewässer (DIJKSTRA & LEWINGTON 2008). Die **Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis*** (Abb. 5/18) 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. Außerdem steht sie auf Kategorie 1 „vom Aussterben bedroht“ der Roten Liste NRW. Sie konnte als dritte Art der Gattung seit dem Jahr 2016 und in den Folgejahren regelmäßig im Further Moor nachgewiesen werden, und zeigt dort teilweise sogar Kopula und Eiablage. Der Fund einer Exuvie im Jahr 2021 erbrachte den Nachweis der Bodenständigkeit. Die Große Moosjungfer profitiert damit ebenfalls von der Neuanlage der Heideweiher im Winter 2011/2012.

Grundsätzlich gelten Moorarten allgemein überwiegend eher als Verlierer des Klimawandels. Dennoch waren im Jahr 2012 in verschiedenen Teilen NRWs sowie in den Niederlanden und Belgien massive Einflüge von *Leucorrhinia*-Arten (*L. rubicunda* und *L. pectoralis*) beobachtet, deren Herkunft unklar war (CONZE schriftl. Mittlg. 2012). Auch am Baumberger Tümpel war im Rahmen des Klimafolgenmonitorings Düsseldorf im Jahr 2012 ein Einflug von *L. pectoralis* und *L. rubicunda* beobachtet worden (SCHMITZ et al. 2013). Im Jahr 2016 war ebenfalls wieder ein Einflug nach Nordrhein-Westfalen zu verzeichnen (CONZE schriftl. Mittlg. 2016). Die Herkunft der nachgewiesenen Tiere sowie die Ursache ihrer Wanderbewegungen sind unklar, so dass auch klimatische Ursachen zur Zeit 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 Witterungsbe-

dingungen. Interessant ist in dem Zusammenhang, dass *L. pectoralis* 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). Grundsätzlich passen die im Further Moor nachgewiesenen Moosjungferarten zu diesem Habitat, so dass eine zukünftige und längerfristige Bodenständigkeit dort möglich erscheint.

Bei der **Wespenspinne *Argiope bruennichi***, die bei den Libellenkartierungen mit erfasst wurde, handelt es sich um eine thermophile Art, die in den letzten Jahrzehnten ihr Areal deutlich nordwärts ausgeweitet und sich in Mitteleuropa ausgebreitet hat. Wann die Art zum ersten Mal im Further Moor beobachtet wurde, ist nicht bekannt, bei HÜBNER (1985) wird die Art nicht erwähnt. Von 2009 bis 2021 wurde sie dort in allen Untersuchungsjahren beobachtet. Am Klingenberger See ist die Art seit 2010 in geringer Anzahl zu finden.

Um negativen Auswirkungen auf die Libellenfauna durch Lebensraumveränderungen entgegenzuwirken sind **Erhaltung, Renaturierung und Neuanlage von Gewässern** für Libellen wichtig. So profitieren die Libellen von der Renaturierung (Freistellen und Vertiefen) der Kleingewässer südlich des Klingenberger Sees. Es zeigte sich, dass die Gewässer bereits im ersten Sommer nach den jeweiligen Maßnahmen schon wieder eine bemerkenswerte Artenvielfalt aufwiesen. Daher sollten solche Renaturierungsmaßnahmen in regelmäßigem Turnus oder bei Bedarf wiederholt werden. Ebenso wirkte sich die Neuanlage eines Moorgewässers im Winter 2009/10 und von drei weiteren Moorgewässern im Winter 2011/12 im



Abb. 5/19: Von einer Austrocknung des Blockbaches im Further Moor bei anhaltender Sommertrockenheit (links) ist die gefährdete Zweigestreifte Quelljungfer *Cordulegaster boltonii* (rechts) besonders betroffen. Solche Austrocknungseignisse werden sich durch die Klimawandel bedingte Verringerung der Sommerniederschläge in Zukunft wahrscheinlich häufen. Fotos: links Blockbach 09.07.2010, rechts *Cordulegaster boltonii* Männchen Further Moor 07.07.2010, U. Schmitz.

Further Moor sehr positiv aus, da die Wasserstände in diesem Gebiet rückläufig sind (SCHMITZ 2020) und nach der Prognose des Potsdam Instituts für Klimafolgenforschung auch in Zukunft im Sommerhalbjahr weiter zurückgehen werden (PIK 2010, Abb. 1/5).

Auch der Blockbach fällt im Sommer über weite Strecken regelmäßig trocken (Abb. 5/19), eine Situation, die sich wahrscheinlich aufgrund der Verringerung durchschnittlicher Sommerniederschläge in Zukunft häufen wird. Negative Auswirkungen hätte dies bei den Libellen insbesondere auf das Vorkommen der gefährdeten **Zweigestreiften Quelljungfer *Cordulegaster boltonii*** (Abb. 5/19) Daher ist der **Erhalt eines hohen Grundwasserpegels** im Further Moor besonders wichtig. Der Erfolg der Anlage von vier Heideweihern im Further Moor zeigte sich in einer auffälligen Konzentration von Libellen an diesen Kleingewässern. Nachdem in den Jahren zuvor im Sommer kaum noch offene Wasserflächen mehr da waren, erwies sich die Anlage der Heideweiher als ein voller Erfolg. Derartige Maßnahmen können einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung des Vorkommens der gefährdeten **Torf-Mosaikjungfer *Aeshna juncea*** (Abb. 5/6) und der stark gefährdeten **Moosjungfern *Leucorrhinia spec.*** (Abb. 5/17 und 5/18) leisten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt an Moorgewässern haben, und die durch die Gefahr der häufigeren Austrocknung und Veränderungen im Wasserchemismus zu den potenziellen Verlierern des Klimawandels zählen.

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://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/studie_iloe/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_4_Internet.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.
- BOWLER, D. E., EICHENBERG, D., CONZE K.-J. ET AL. (2021): Winners and losers over 35 years of dragonfly and damselfly distributional change in Germany. Diversity and Distributions 27:1353–1366.
<https://doi.org/10.1111/ddi.13274>
- BRAUN, T. (1997): Effizienzuntersuchung anhand von Libellen in den NSG Further Moor / Langenfeld, Klingenberg 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 (2015, Ed.): 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.
- CLAUSNITZER, H.-J., CLAUSNITZER, C. & HENGST, R. (2007): Zur Ökologie von *Ceriagrion tenellum* im Bereich der nordöstlichen Verbreitungsgrenze in Niedersachsen. Libellula 26: 19-34.
- 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, 255 S. (in press).
- CONZE, K. J., MENKE, N. & OLTHOFF, M. (2011): Libellen und Klimawandel in Nordrhein-Westfalen. Natur in NRW 4/2011: 20-26.
- DINTER, W. (1999): Naturräumliche Gliederung. In: LÖBF/LAfAO NRW (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fassung. LÖBF-Schriftenreihe 17: 37-56.
- DIJKSTRA, K.D. & LEWINGTON, R. (2008): Libellen van Europa. Tirion Uitgevers BV, Baarn, 320 S.
- FERWER, W. (1989): Zur Libellenfauna von Gewässern der Stadt Bergisch-Gladbach. - Verh. Westd. Entom. Tag 1988: 117–130.
- GREBE, B., HOFLAND, R. & RODENKIRCHEN, J. (2006): Neue Nachweise von *Coenagrion scitulum* in Nordrhein-Westfalen (Odonata: Coenagrionidae). Libellula 25:19-26.
- HENF, M. (1994): Faunistisch-Floristische Arbeitsgemeinschaft Rheinland Niederberg e. V (Hrsg.). Bufo-Express 6 (Mettmann).
- HASSALL, C. & THOMPSON, D.J. (2008): The effects of environmental warming on Odonata: a review. International Journal of Odonatology, 11, 131–153.
- 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.
- HOLTSCHULTE, F. (2020): Beurteilung von Regenerationsmaßnahmen im Urdenbacher Altrhein anhand der Libellenfauna. Bachelorarbeit im Studienfach Landschaftsarchitektur mit dem Schwerpunkt Land-

schaftsplanung des Fachbereichs 9 der Technischen Hochschule Ostwestfalen-Lippe, Standort Höxter. 62 S. + Anhang.

- 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 (1991): Biotopmanagementplan NSG Altgrabung Klingenberger im Auftrag des Oberkreisdirektors als Untere Landschaftsbehörde des Kreises Mettmann.
- 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., BEIERKUHNEIN, 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. & BEIERKUHNEIN, C. (2014): Potenzielle Verbreitungsänderungen von Tierarten der FFH-Richtlinie im Klimawandel. In: BEIERKUHNEIN, 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.
- KUHN, K. & BURBACH, K. (1998): *Libellen in Bayern*. Ulmer (Stuttgart), 333 S.
- 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
- LINGENFELDER, U. (2011): *Coenagrion scitulum* im südwestdeutschen Raum – eine aktuelle Übersicht (Odonata: Coenagrionidae). *Libellula* 30: 51-64.
- LE ROI, O. (1915): Die Odonaten der Rheinprovinz. *Verh. d. Naturh. Ver. Preuß. Rheinl. Westf.* 72: 119-178.
- 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://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/studie_iloek/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_1_internet.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://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/studie_iloek/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_2_internet.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. (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., Gruttke 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, Kreis Mettmann. <http://www.pik-potsdam.de/~wrobel/sg-klima-3/landk/Mettmann.html> (aufgerufen am 29.01.2010).
- 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, U. (1998): Wasserpflanzenvegetation von Oerkhaussee, Monbagsee, Klingenberger See und Heinenbuschsee (Kreis Mettmann). Untersuchungsbericht im Auftrag der Biologischen Station Urdenbacher Kämpe e. V.
- SCHMITZ, U. (2000): Die Wasserpflanzenvegetation von Oerkhaussee, Monbagsee, Klingenberger See und Heinenbuschsee (Kreis Mettmann, Nordrhein-Westfalen). Decheniana 153: 15-35.
- SCHMITZ, U. (2020): Pegelmessungen im Further Moor bei Langenfeld. Unveröffentlichte Untersuchungen im Auftrag der RWE Power AG.
- 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. (2019): Libellenmonitoring im Altrheingebiet bei Düsseldorf-Urdenbach 2019. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station Haus Bürgel, Düsseldorf, 13 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 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 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. Unveröffentl. 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. (2014): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2013 – 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 Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 164 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2021): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2020 – 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. 260 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2022): Klimafolgenmonitoring Landeshauptstadt Düsseldorf 2021 – 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.

- 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.
- TÁJEK, P., WALDENHAUSER, M., ŠTĚŘÍK, M., VLAŠÁNEK, P., HESOUN, P., ŘEHOUNEK, J., LEGÁT, J., & ČERNÝ, L. (2021): First documented records of breeding of *Gomphus pulchellus* in the Czech Republic with notes on its habitat preferences (Odonata: Gomphidae). *Libellula* 40 (3/4): 185-196.
- 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
- WESTERMANN, K. (2003): Zur Konkurrenz zwischen der Pokaljungfer (*Cercion lindenii*) und der Hufeisen-Azurjungfer (*Coenagrion puella*) an Altrheinen bei Weisweil (Landkreis Emmendingen). *Naturschutz am südlichen Oberrhein* 4: 91-94.
- WILDERMUTH, H. & MARTENS, A. (2014): Taschenlexikon der Libellen Europas. Quelle und Meyer (Wiebelsheim), 824 S.
- WILDERMUTH, H. & MARTENS, A. (2019): Die Libellen Europas. Alle Arten von den Azoren bis zum Ural im Porträt. Quelle und Meyer (Wiebelsheim), 958 S.

6 Vögel

Entwicklung der Avifauna von Monbagsee und Klingenberger See zwischen 1992 und 2020/21 unter besonderer Berücksichtigung der Winterbestände

Joachim Busch

Einleitung

Vögel nutzen ihre große Mobilität, um in relativ kurzer Zeit zum Teil große Strecken sogar über und zwischen Kontinenten hinweg zurückzulegen. So können sie rasch auf Änderungen der Umwelt reagieren und Orte mit möglichst optimalen Lebensbedingungen aufsuchen. Diese Fähigkeit wird von Vögeln auch genutzt, um auf geänderte Klimabedingungen und deren ökologische 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. Trotz einer im Vergleich zu vielen anderen Organismengruppen bei Vögeln recht großen Datengrundlage (MØLLER & HOCHACHKA 2019) 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, DUNN & MØLLER 2019, TAHERI et al. 2021). So ist es nicht immer einfach, die Wirkung der natürlichen postglazialen und der neu-



Abb. 6/1: Die Mittelmeermöwe *Larus michahellis* hat in den letzten Jahren mehrmals im NSG Altgrabung Klingenberger Brutversuche unternommen, die aber nur teilweise erfolgreich waren. Foto: 15.06.2020, NSG Altgrabung Klingenberger, Langenfeld, Kreis Mettmann, J. Busch.

zeitlichen klimatischen Entwicklungen und deren Auswirkungen auf die Avifauna zu unterscheiden (BURTON 1995). Dazu kommen weitere Effekte, wie zum Beispiel die Auswirkungen einzelner, zeitlich begrenzter Extremereignisse auf Ökosysteme (STILLMAN 2019) und die Populationen von Brutvögeln (CADY et al. 2019, MARCELINO et al. 2020), wie es die drei ungewöhnlich warmen und trockenen Sommer 2018 (VOGEL et al. 2019), 2019 und 2020 waren. 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 (VAN DE POL et al. 2010, MCLEAN et al. 2018, DUBOS et al. 2019). Zumindest bei einigen Vogelarten ist die Reaktion auf klimatische Veränderungen geschlechtsspezifisch (AMBROSINI et al. 2019). 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 werden können (COX 2010, VAN BUSKIRK et al. 2010, DUNN et al. 2017, DEL MAR DELGADO et al. 2019). In anderen Fällen gibt es Hinweise, dass als Folge des Klimawandels andere Phänotypen herausselektioniert werden (MØLLER & SZÉP 2005, CHARMANTIER et al. 2008), wobei die Möglichkeiten, dass genetische Anpassungen Arten dazu befähigen, mit dem Klimawandel zurechtzukommen, begrenzt sind (DE MEESTER et al. 2018), und die unzureichende Anpassungsfähigkeit an den fortschreitenden Klimawandel bereits viele Arten bedroht (RADCHUK et al. 2019) und andere bevorteilt (SCHMALJOHANN 2019). Phänotypische Plastizität und individuelle Lernfähigkeit bedingen aber eine Flexibilität, mit der erfolgreich auf Umweltveränderungen reagiert werden kann (CLAUSEN et al. 2018a). Allerdings besteht hier noch großer Forschungsbedarf, um das Wechselspiel zwischen Klimaveränderungen, ökologischer Anpassungsfähigkeit und Evolution besser zu verstehen (NADEAU & URBAN 2019). Beim Monitoring der Folgen des Klimawandels spielen Vögel daher als Indikatoren 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, SCHUMANN & KRAUSE 2017), regionaler (WINK et al. 2005) und europäischer Ebene (HAGEMEIJER et al. 1997, KELLER 2017, MØLLER & HOCHACHKA 2019) betrifft, wobei es allerdings oft große Unterschiede in der Qualität der Datengrundlagen bzw. -auswertungen gibt, die bei der Interpretation der Daten zu beachten sind (BOERSCH-SUPAN et al. 2019, WIJEWARDHANA et al. 2020).

Über die Auswirkungen des Klimawandels auf die europäischen Brutvögel liegen bereits 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, HANZELKA et al. 2019), auch wenn es noch eine Reihe offener, auch methodischer, Fragen gibt (SÆTHER et al. 2019). Die bislang vorhandenen 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). Die Auswirkungen des Klimawandels sind bei den Brutbeständen der Vögel mittlerweile relativ gut untersucht. Deutlich weniger Daten liegen für die Wintermonate vor. Dabei zeigen die Winterbestände von Vögeln deutlich schnellere und stärkere Reaktionen auf den Klimawandel (LEHIKONEN et al. 2021). Die zeigt sich auch bei regionalen Untersuchungen von Brutvögeln (SCHMITZ et al. 2021) und Winterbeständen (SCHMITZ et al. 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 (DEVICOR 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).

Welche Veränderungen der Klimawandel für Vögel und ihre Rolle im Ökosystem mit sich bringt, zeigen zahlreiche Veröffentlichungen. Alleine seit 2010 beschäftigen sich ca. 34.400 Publikationen (Google

Scholar, abgerufen am 15.12.2021) mit dieser Thematik (u. a. BOTH et al. 2010, CRICK 2004, HUGHES 2004, MØLLER & SZÉP 2005, HUNTLEY et al. 2007, MØLLER et al. 2006, BEHRENS et al. 2009a, ZWARTS et al. 2009, COX 2010, JONES & CRESSWELL 2010, MCKECHNIE & WOLF 2010, VAN BUSKIRK et al. 2010, LINGENHÖHL 2011, WORMWORTH & SEKERCIOGLU 2011, SUDFELDT et al. 2012, PEARCE-HIGGINS & GREEN 2014, OŻAROWSKA & ZANIEWICZ 2015, DUNN et al. 2017, HALUPKA & HALUPKA 2017, SCHMALJOHANN & BOTH 2017, VIRKKALA & LEHIKONEN 2017, BAY et al. 2018, TRAUTMANN 2018, ZURELL et al. 2018, BERESFORD et al. 2019, BOTH et al. 2019, BROTONS et al. 2019, DUNN & MØLLER 2019, FURNESS & ROBINSON 2019, HANZELKA et al. 2019, HELM et al. 2019, MESSMER 2019, PASQUIER 2019, TOMBRE et al. 2019, WALKER et al. 2019, BURTON et al. 2020, DE ZOETEN & PULIDO 2020, FERNÁNDEZ-RUIZ & ESTRADA-PEÑA 2020, KELLER et al. 2020, KOSKENPATO et al. 2020, METHORST et al. 2020, VELDSMAN 2020, YUN et al. 2020, LEHIKONEN et al. 2021, MESSMER et al. 2021, PÖRTNER et al. 2021, TELLERÍA et al. 2021):

- Habitat:** Qualität und Quantität von Brut-, Zug- und Überwinterungshabitaten
Geringerer Bruterfolg durch häufigere Extremwetterereignisse
Entkoppelung von Vogelphänologie und zeitlichen Abläufen in der Landnutzung
Hitzestress
- Areal:** Arealverschiebungen seit den 1980er Jahren um ca. 30 km in nördliche und nordöstliche Richtung bei vielen europäischen Arten
Arealausdehnung und Zugwegverlagerung nach Westen bei sibirischen Arten
Höhenverschiebung des Areals bei montanen Arten
Arealzersplitterung
- Nahrung:** Beeinflussung von Nahrungsketten
Veränderung von Nahrungsnetzen durch Neobiota
Entkoppelung von der Phänologie der Nahrungsorganismen
Verderben von Nahrungsvorräten durch höhere Wintertemperaturen
Geringerer Bruterfolg durch Entkoppelung von der Phänologie der Nahrungsorganismen
- Reproduktion:** Brut- und Überlebensbedingungen durch Zunahme von extremen klimatischen Ereignissen
Mögliche Schädigung des Embryos durch höheren Wasserverlust durch die Eischale
Brutbeginn und Länge der Brutsaison
Vorverlegung der Brutsaison bei einmal brütenden Arten
Höherer Bruterfolg durch Verlängerung der Brutsaison und häufiger Mehrfachbruten
- Konkurrenz:** Beeinflussung der Konkurrenzverhältnisse
- Prädatoren:** Beeinflussung von Räuberbeutebeziehungen und Pathogen- bzw. Parasitwirtbeziehungen, inkl. Neobiota.
- Adaptation:** Morphologische Veränderungen
Einfluss auf die Gefiederpigmentierung
Veränderungen von Farbpolymorphismen
Verschiebungen im Mauserzyklus
- Genetik:** Verringerung der genetischen Diversität einer Art
Beeinflussung des Genpools von Populationen und Arten
Beeinflussung der Evolution von Populationen und Arten

Avizönose: Änderungen im Verhältnis von Nicht-, Kurz- und Langstreckenziehern in Avizönosen

Ökosystem: Veränderungen von Ökosystemfunktionen und –nutzen

Mensch: Einfluss auf die Wirkung der belebten Umwelt auf das menschliche Wohlbefinden

Bei Zugvögeln müssen auch die Auswirkungen des globalen Wandels und des Klimawandels in den Rast- und Überwinterungsgebieten beachtet werden, die in den äquatornahen Regionen oder dem Mittelmeergebiet oft noch stärker von diesen Veränderungen betroffen sind als die mitteleuropäischen Brutgebiete (BERTHOLD 2012, TØTTRUP et al. 2012, FANDOS & TELLERÍA 2018, SERGIO et al. 2019a). Dabei sind die Änderungen der Landnutzung in den Überwinterungsgebieten von größerer Bedeutung als in den Brutgebieten (HOWARD et al. 2020). Bei Langstreckenziehern haben die Witterungsbedingungen auf den unterschiedlichen Zugwegen der Arten und Populationen großen Einfluss auf die Ankunftszeiten im Brutgebiet (KÖNIG et al. 2019, HAEST et al. 2020). Bei Zugvögeln sind besonders die folgenden Konsequenzen des Klimawandels zu berücksichtigen (u. a. FIEDLER et al. 2006, BEHRENS et al. 2009a, COX 2010, PULIDO & BERTHOLD 2010, LINGENHÖHL 2011, SUDFELDT et al. 2012, KOLÁŘOVÁ & ADAMÍK 2015, BARRETT 2017, FIEDLER 2017, HESSEN et al. 2017, JOHANSSON et al. 2017, NILSSON & OLSSON 2017, PAVÓN-JORDÁN et al. 2017, ROBERTSON et al. 2017, ROTICS et al. 2017, SCHMALJOHANN & BOTH 2017, VAN LEEUWEN et al. 2017, AMÉLINEAU et al. 2018, CLAUSEN et al. 2018b, LANGE et al. 2018, MARCHOWSKI et al. 2018, MARQUES et al. 2018, MESEKO et al. 2018, NILSON & KAMPE-PERSSON 2018, WINKER & GIBSON 2018, ZURELL et al. 2018, AMBROSINI et al. 2019, ANDRYUSHCHENKO et al. 2019, BÓKONYI et al. 2019, CLAIRBAUX et al. 2019, DUNN & MØLLER 2019, EYRES 2019, GERLACH et al. 2019, KLEYHEEG et al. 2019, LINDENMAYER et al. 2019, MARTÍN et al. 2019, MERKEL et al. 2019, OOSTERVELD & KLOP 2019, PASQUIER 2019, PAVÓN-JORDÁN et al. 2019, TELLERÍA 2019, TOMBRE et al. 2019, XU et al. 2019, BATTISTI et al. 2020, BOZÓ & CSÖRGÖ 2020, BUCZEK et al. 2020, ESTRADA-PEÑA et al. 2020, FERNÁNDEZ-RUIZ & ESTRADA-PEÑA 2020, HAEST et al. 2020, HOWARD et al. 2020, KLINNER & SCHMALJOHANN 2020, MARTÍNEZ-LÓPEZ et al. 2020, SIKKEMA et al. 2020, DUFOUR et al. 2021, LEHIKONEN et al. 2021, TELLERÍA et al. 2021):

Phänologie: Veränderungen bei den Zugzeiten

Allgemeine Vorverlagerung des Frühjahrszuges

Ausgeprägte Vorverlagerung des Frühjahrszuges bei Arten mit sexueller Selektion

Verschiebung des Herbstzuges

Änderungen des zeitlichen Ablaufs des Vogelzuges

Population: Veränderung des Verhältnisses zwischen Ziehern und Nichtziehern in einer Population

Nutzung von Überwinterungs- und Rastgebieten durch andere Populationen der gleichen Art

Reproduktion: Unterschiedliche Bruterfolge zwischen Kurz- und Langstreckenziehern in einer Population

Zugweg: Änderungen der Entfernung zwischen Brut- und Überwinterungsgebiet

Änderungen der Zugrichtung

Etablierung neuer Zugwege

Veränderungen der Windregime zur Zugzeit

Veränderungen von Klima und Nahrungsverfügbarkeit auf dem Zugweg

Lokale Beeinflussung durch Windkraftanlagen

Zerstörung der Verbindungen von Zugweghabitaten

Nahrung: Geringerer Energiebedarf durch höhere Temperaturen im Überwinterungsgebiet
Neue Nahrungsquellen durch klimawandelbedingten Veränderungen in der Landwirtschaft

Rast- und Überwinterungsgebiete:

Verlagerungen der Überwinterungsgebiete
Klimatische Veränderungen in den Überwinterungsgebieten
Versalzung küstennaher Süßwasserbiotope
Klimawandelbedingte Änderungen der Landnutzung
Wegfall als Samentransporteur in geräumten Überwinterungs- und Zuggebieten mit möglichen Konsequenzen auf den Genpool der davon betroffenen Pflanzenarten
Veränderungen in der Funktion als direkter und indirekter Transportvektor für Pflanzensamen
Langstreckentransport von Nährstoffen zwischen Überwinterungs- und Brutgebieten verändert sich

Pathogene: Transport von Pathogenen (z. B. Influenza-A, West-Nil u. Usutu-Viren) zu neuen Wirtspopulationen
Zugvögel fungieren als Transportvektoren für Pathogenwirte (z. B. Zecken)
Zugvögel fungieren als Transportvektoren für Antibiotikaresistenzen
Unterbrechung von Pathogen-Wirt bzw. Pathogen-Reservoir-Beziehungen durch unterschiedliche Arealverschiebungen

Alle Punkte haben einen Einfluss auf die Winterbestände 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, die keine phänologische Anpassungen an den Klimawechsel zeigen, nehmen bereits in ihren Beständen ab und laufen unter Umständen Gefahr auszusterben (MØLLER et al. 2008). Insgesamt dominieren aber noch andere Faktoren, vor allem anthropogene Veränderungen der Umwelt, bei den Gefährdungsursachen der Brut- und überwinternden Wasservogelarten (WAHL et al. 2015, PAVÓN-JORDÁN et al. 2017)! Wobei die negativen Auswirkungen dieser Faktoren durch den Klimawandel oft noch forciert werden (STAUDT et al. 2013).

Diese Auswirkungen des globalen Klimawandels auch für die lokale und regionale Avifauna werden für aktuelle und zukünftige Naturschutzplanungen eine immer wichtigere Rolle spielen (u. a. WORMWORTH & SEKERCIOGLU 2011, ESSL & RABITSCH 2013, FODEN et al. 2013, MUNLV 2013, PEARCE-HIGGINS & GREEN 2014, GAÜZÈRE & DEVICTOR 2015, FINLAYSON et al. 2017, GREEN et al. 2017, OLIVER et al. 2017, REESE & SKAGEN 2017, ROBERTSON et al. 2017, GAGET et al. 2018, LIANG et al. 2018, LANGE et al. 2018, MÉNDEZ et al. 2018, RAMÍREZ et al. 2018, TRAUTMANN 2018, AUGUSTYNCZIKA et al. 2019, BERESFORD et al. 2019, DUNN & MØLLER 2019, MESSMER 2019, PAVÓN-JORDÁN et al. 2019, ZHAO et al. 2019a, 2019b, FRANKE et al. 2020, KAMP et al. 2020, ZHOU et al. 2020, GAGET et al. 2020, 2021, MALEKI et al. 2021, MUSILOVÁ et al. 2021, NAGY et al. 2021, PÖRTNER et al. 2021).

Mit Hilfe von bereits vorliegenden Erkenntnis 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, 2010, 2011, 2014, 2018) soll diese Auswertung der bislang vorliegenden Beobachtungsdaten der beiden Gewässer Monbagsee und Klingenbergsee dazu beitragen, die zukünftige klimabedingte Entwicklung im südlichen Kreis Mettmann festzustellen.



Abb. 6/2: Der Waldwasserläufer *Tringa ochropus* gehört zu den Limikolenarten, die hin und wieder im Untersuchungsgebiet beobachtet werden. Foto: 22.06.2018, NSG Vorbecken Buch, Ostalbkreis, J. Busch.

Der Klimawandel ist in Nordrhein-Westfalen bereits anhand klimatologischer Parameter feststellbar und auch Tiere und Pflanzen als biologische Indikatoren zeigen bereits eindeutige Veränderungen, die mit dem Klimawandel einhergehen (LANUV 2010, 2016, MKULNV 2013). Auch im Untersuchungsgebiet wird sich das Klima in Zukunft 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 Grad Celsius 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 Erwärmung in Nord- und Osteuropa führt daher voraussichtlich zu einem reduzierten winterlichen Zug der Wasservögel in Richtung Mitteleuropa / Rheintal. Für die Seen in Mitteleuropa verursacht die Klimaerwärmung eine Abnahme der Eisbedeckung und eine Zunahme der Wassertemperatur im Winter (KROPP et al. 2009). Dies hat zur Konsequenz, dass es zu einer Zunahme an Warmwasser- und Abnahme an Kaltwasserarten kommt und die Produktivität und Phänologie des Planktons sich ändert (KROPP et al. 2009). Veränderungen des Nahrungsangebotes haben schon in der Vergangenheit dazu geführt, dass Brut- und Rastbestände von Vogelarten sich änderten (BAUER & BERTHOLD 1996, BAUER et al. 2005). So wird die zukünftige Entwicklung der Vogelbestände im Untersuchungsgebiet nicht nur direkt vom Klimawandel beeinflusst, sondern auch indirekt über eine klimatisch bedingte Änderung des Nahrungsangebotes.

Untersuchungsgebiete, Material und Methoden

Monbagsee und Klingenbergsee liegen beide im südlichen Kreis Mettmann und sind Teil einer Kette von Abtragungsgewässern zwischen Leverkusen und Düsseldorf, die überwiegend für Freizeitsport genutzt werden. Der 26 ha große Klingenbergsee ist ein für die Öffentlichkeit gesperrtes Naturschutzgebiet, während der 61 ha große Monbagsee neben seiner Funktion als Naturschutzgebiet auch für Freizeitaktivitäten wie Wasser- und Angelsport genutzt wird (<http://nsg.naturschutzinformationen.nrw.de/nsg/de/fachinfo/gebiete/gesamt>, abgerufen am 18.11.2021). Die archivierten Beobachtungsdaten der Avifauna von Monbagsee (Daten der letzten Jahre von Martin Stief) und Klingenbergsee im südlichen Kreis Mettmann (Abb. 6/3) der Biologischen Station Haus Bürgel - Stadt Düsseldorf - Kreis Mettmann e. V. aus dem Zeitraum von 1992 - 2020/21 wurden mit Hinblick auf mögliche klimatische Einflüsse auf die Bestandesentwicklung der verschiedenen Vogelarten analy-

siert. Dabei handelt es sich um teilweise regelmäßige, z. T. aber auch um unregelmäßige Beobachtungen verschiedener Beobachter mit einem Schwerpunkt in den Wintermonaten. Solche Unregelmäßigkeiten der Beobachtungsdaten mussten bei der Auswertung und Interpretation berücksichtigt werden (HEGEMANN 2006, MØLLER & FIEDLER et al. 2010, KAYSER 2017, ROSENBERG et al. 2017, McDUFFIE et al. 2019). Des Weiteren wurden frei zugängliche Klimadaten der Station Düsseldorf des Deutschen Wetterdienstes (www.dwd.de) für diese Untersuchung herangezogen. Im Vergleich zu den in früheren Jahren benutzten Daten des DWD waren die in 2020/21 genutzten Daten allerdings etwas anders aufgebaut. Als Maß für die Grundwasserstände wurden frei zugängliche Daten der Grundwassermessstelle Dresdener Straße, Düsseldorf genutzt, die ca. 5 km Luftlinie nördlich von beiden Seen liegt. Die statistischen Analysen wurden mit JMP (SAS Institute Inc., Cary, NC) durchgeführt und für ein Signifikanzniveau von $p \leq 0,05$ berechnet. Die Trends der Veränderungen der Bestandszahlen, ihre Abhängigkeit von der Tagesmitteltem-



Abb. 6/3: Monbaggersee (oben links) und Klingenberger See (oben rechts) und ihre Lage im südlichen Kreis Mettmann.
 Fotos: 18.11.2021, Monheim bzw. Langenfeld, J. Busch.

peratur und dem Grundwasserstand wurden mittels „least-squares regression“ und „analysis of variance (ANOVA)“ auf ihre Signifikanz hin untersucht, jahreszeitliche Unterschiede mittels t-Test und ANOVA.

Ergebnisse

Für die häufigen Arten und einige weitere Arten, die auffallende Trends zeigen, werden die Entwicklungen auf den beiden Untersuchungsgewässern im Folgenden detaillierter besprochen:

Höckerschwan *Cygnus olor*: Die Bestände des Höckerschwans (Abb. 6/4) zeigen insgesamt eine leichte Abnahme im Untersuchungsgebiet, wobei besonders die Winterzahlen auf dem Klingenbergsee signifikant abnehmen. Die signifikanten Maxima liegen auf beiden Gewässern im Herbst. Ein signifikanter Einfluss der Wintertemperaturen ist nicht zu erkennen. Die letzten Jahre brachten hier keine besonderen Änderungen in diesen Trends. Die Winterbeobachtungen stiegen auf dem Monbagesee leicht an, doch bleiben die Beobachtungen insgesamt auf dem Niveau der Vergangenheit.

In Düsseldorf und im nördlichen Rheinland sind die höheren Winterbestände durch Zuzug von nordeuropäischen Vögeln bedingt (LEISTEN 2002, WINK et al. 2005). Nach WAHL et al. (2003b) nahmen die Winterbestände des Höckerschwans in Deutschland nach 1999 wieder ab. Dies deckt sich mit den Daten der beiden Untersuchungsgewässer. Nach SUDFELDT et al. (2007, 2008), DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN (2010), WAHL et al. (2011), SUDMANN et al. (2016) und GERLACH et al. (2019) haben die Winterbestände seit den 1980er Jahren aber deutlich zugenommen. Die Zahlen für Herbst und Frühjahr zeigen aber einen gleichbleibenden bis leicht abnehmenden Trend (SUDFELDT et al. 2008). In Mitteleuropa ist der Höckerschwan vor allem Stand- und Strichvogel, der sogar in Skandinavien ausharrt, solange das Wasser eisfrei bleibt. Vom östlichen Mitteleuropa ziehen sie west- bis südwestwärts gewöhnlich zur westlichen Ostsee, nach Dänemark und an die Nordseeküste, besonders in strengen Wintern aber bis Belgien, Frankreich und der Schweiz, vereinzelt selbst in die Mittelmeerlande (VON BLOTZHEIM 2001). In Kältewintern kann es zu hohen Verlusten kommen (RHEINWALD & SCHMITZ 2007). Halbwilde Höckerschwane zeigen ein vergleichbares Zugverhalten wie ihre wilden Artgenossen (HILPRECHT 1995). Bei den im nordwestdeutschen Tiefland überwinternden Vögeln handelt es sich vor allem um Vögel der Region. Höckerschwane aus dem östlichen und nordöstlichen Europa überwinter im ostdeutschen Tiefland (BAIRLEIN et al. 2014).



Abb. 6/4: Höckerschwan *Cygnus olor*. Die Winterbestände des Höckerschwans nehmen im Untersuchungsgebiet im Bestand leicht ab. Foto: 05.02.2018, Erft, Neuss-Reuschenberg, J. Busch.

Die prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009) und darüber hinaus lassen es daher wahrscheinlich sein, dass dieser Zuzug in Zukunft seltener erfolgt. In den Jahren 1997/98 bis 2008/09 fluktuierten die Winterbestände des Höckerschwans in Deutschland (SUDFELDT et al. 2013) bzw. stiegen leicht an (HÜPPOP et al. 2013). Die Winterbestände des Höckerschwans in der südlichen Ostsee zeigten in den letzten Jahren einen zum Teil deutlichen Anstieg (SKOV et al. 2011, MARCHOWSKI et al. 2018, NILSSON 2020, NILSSON & HERMANSSON 2021), wäh-

rend in Westeuropa (Irland) die Winterbestände zwischen 1994 und 2015/16 (Irland, CROWE & HOLT 2013, BURKE et al. 2019) bzw. 2005/06 – 2015/16 (UK, FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020) abnehmen. In Zukunft werden wohl vor allem regionale Zugbewegungen die Winterbestände des Höckerschwans im Untersuchungsgebiet beeinflussen. Die prognostizierten milderen und feuchteren Winter bieten günstigere Überwinterungsbedingungen in NRW und damit ein weiteres potenzielles Wachstum der NRW-Brutpopulation, wie auch am ganzen Niederrhein, was wiederum höhere Rastbestände begünstigt (BEHRENS et al. 2009, VAN ROOMEN et al. 2020).

Graugans *Anser anser*: Vor allem der Klingenberger See hat sich zu einem von der Graugans (Abb. 6/5) nach der Brutzeit stark frequentiertem Mauser- und Rastgewässer entwickelt. Nachdem hier bis 2012 maximal zehn Graugänse beobachtet wurden, werden mittlerweile jedes Jahr nach der Brutzeit im Maximum oft über 100 Graugänse beobachtet.

In den letzten 30 Jahren hat sich die Anzahl der überwinternden Graugänse im atlantischen Bereich Europas zwischen Spanien und Schweden deutlich erhöht. Gleichzeitig hat sich der Überwinterungsschwerpunkt nach Norden und Osten verlagert (RAMO et al. 2015, FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020, BURKE et al. 2019, BURTON et al. 2020), und der Frühjahrszug beginnt früher (FOUQUET et al. 2009, PODHRÁZSKÝ et al. 2017, NILSSON 2018, NILSON & KAMPE-PERSSON 2018). Die Winterbestände werden in Großbritannien sehr wahrscheinlich in Zukunft deutlich zurückgehen (BURTON et al. 2020).

In den Jahren 1997/98 bis 2008/09 nahmen die Winterbestände der Graugans in Deutschland (SUDFELDT et al. 2013, HÜPPOP et al. 2013, GERLACH et al. 2019, VAN ROOMEN et al. 2020) und NRW (SUDMANN et al. 2016) stark zu. Dabei handelt es sich im nordwestdeutschen Tiefland vor allem um regionale Vögel und nur zum Teil um Graugänse aus W-Skandinavien (BAIRLEIN et al. 2014, BACON et al. 2019).

Daher kann man davon ausgehen, dass die Anzahl der Graugänse, die im Untersuchungsgebiet überwintern, auch in Zukunft vor allem von den Bestandsentwicklungen der regionalen Brutbestände abhängen, die, nach einem starken Anstieg in den 2000er Jahren, in den letzten Jahren nur noch leicht ansteigt (JÖBGES et al. 2018, KOFFIJBERG & KOWALLIK 2018).

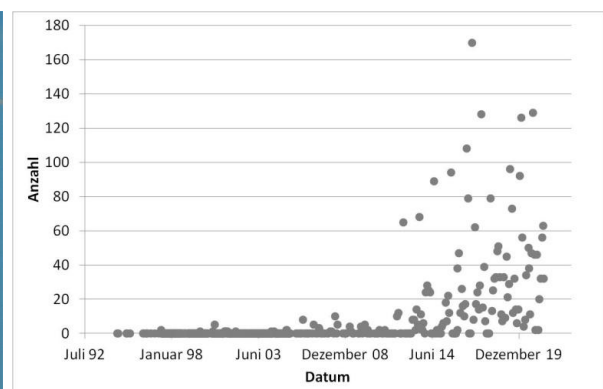
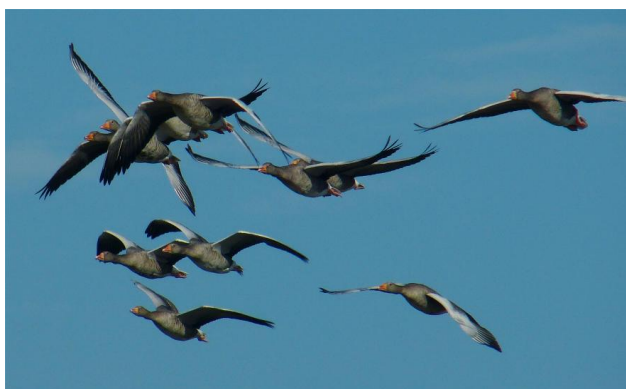


Abb. 6/5: Graugänse *Anser anser* (links) und die Bestandsentwicklung der Graugans auf dem Klingenberger See. Die Graugans ist im Untersuchungsgebiet mittlerweile nach der Brutzeit sehr häufig zu beobachten. Foto: 11.10.2018, Bislicher Insel, Xanten, J. Busch.

Kanadagans *Branta canadensis*: Die Bestände der Kanadagans (Abb. 6/6) nahmen im Laufe des Untersuchungszeitraumes auf dem Klingenberger See signifikant zu. Dies ist vor allem bei den Beständen nach der Brutzeit ab dem Sommer der Fall. Besonders ausgeprägt ist die Zunahme im Herbst und zu

Winterbeginn auf dem Klingenberger See. Auf dem Monbagesee sanken die Zahlen der beobachteten Kanadagänse in den letzten Jahren wieder, so dass hier insgesamt keine signifikanten Änderungen über dem gesamten Beobachtungszeitraum mehr gegeben sind. Ein signifikanter Einfluss der Wintertemperaturen ist nicht zu erkennen. Die Zahlen der letzten Jahre zeigen auf dem Klingenberger See wieder eine weitere Zunahme der Bestände der Kanadagans. Während die Bestände auf dem Monbagesee im Maximum wieder etwas abgenommen haben.

Die Brut- und auch die Winterbestände der Kanadagans nahmen in Düsseldorf von 1988 bis 2000 und im nördlichen Rheinland von den 1980er Jahren bis 1990 und weiter bis 2015 zu (LEISTEN 2002, WINK et al. 2005, VAN ROOMEN et al. 2020). Eine aktuelle Untersuchung durch GEITER & HOMMA (mündl. Mittlg. 2010) bestätigt diesen Trend bis 2009 auch für das Düsseldorfer Stadtgebiet. Wie in anderen Teilen Europas (z. B. UK, FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020) nehmen in ganz Deutschland die Bestandszahlen der Kanadagans zu (GERLACH et al. 2019), während die Bestände der skandinavischen Vögel im Überwinterungsgebiet der deutschen Ostseeküste nach Stagnation (SUDFELDT et al. 2007) neuerdings sogar zurückgehen, da die Vögel mittlerweile vermehrt in Südsandinavien überwintern (WAHL et al. 2011). Auch in Großbritannien werden Winterbestände der Kanadagans zukünftig wohl deutlich zurückgehen (BURTON et al. 2020). Bundesweit zeigen die Winterbestände Schwankungen von $\pm 30\%$ (WAHL et al. 2003b). In kalten Wintern kommt es oft zu weiten Ausweichbewegungen (BAUER & BERTHOLD 1996, BAUER et al. 2005). Die Kanadagänse zeigen zwar keine ausgeprägten Zugbewegungen von und nach NRW, aber innerhalb von NRW kommt es zu Verlagerungen (SUDMANN & DOER 2007). Dabei handelt es sich im nordwestdeutschen Tiefland vor allem um regionale Vögel und nur zum Teil um Kanadagänse aus Skandinavien und dem Baltikum (BAIRLEIN et al. 2014).

Da davon auszugehen ist, dass die Bestandsveränderungen der Kanadagans im Untersuchungsgebiet kaum durch Zuzug von Tieren entfernter Populationen beeinflusst sind, dürfte die Bestandsentwicklung auch in Zukunft primär durch lokale und regionale Faktoren (vor allem Bejagung) bestimmt werden. Die regionale Bestandsentwicklung, die nach einem starken Anstieg in den 2000er Jahren, in den letzten Jahren nur noch leicht ansteigt (JÖBGES et al. 2018, KOFFIJBERG & KOWALLIK 2018), wird primär die Bestände im Untersuchungsgebiet beeinflussen. Klimatische Faktoren scheinen dabei mit Ausnahme von kalten Wintern keine große Rolle zu spielen. So froren z. B. im Winter 2009/2010 selbst die größeren

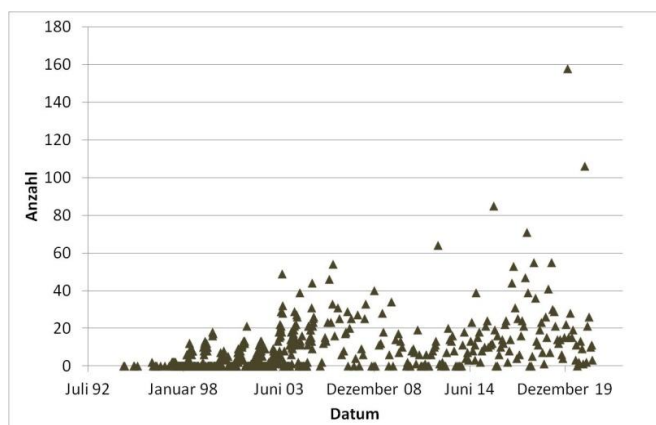


Abb. 6/6: Kanadaganspärchen *Branta canadensis* (links) und Bestandsentwicklung der Kanadagans auf dem Klingenberger See. Die Art ist im Untersuchungsgebiet eine recht häufige Neozoe, deren Bestandsentwicklung vor allem von lokalen und regionalen Faktoren beeinflusst wird. Foto: 15.03.2018, Botanischer Garten Düsseldorf, J. Busch.

Seen in der Region fast vollständig zu, und es lag längere Zeit Schnee auf den Wiesen. Entsprechend nahm die Zahl der Kanadagänse auch im Umfeld der Seen ab (mündl. Mittlg. PIEREN 2010). Allerdings bieten die prognostizierten milderen und feuchteren Winter günstigere Überwinterungsbedingungen in NRW und damit ein weiteres Wachstum der NRW-Brutpopulation, was wiederum höhere Rastbestände (BEHRENS et al. 2009) auch auf den beiden Untersuchungsgewässern begünstigt.

Nilgans *Alopochen aegyptiacus*: Die Bestände der Nilgans (Abb. 6/7) nahmen im Laufe des Untersuchungszeitraumes auf beiden Untersuchungsgewässern signifikant zu. Der stärkste Anstieg ist zu Beginn der 2000er Jahre zu beobachten. Dies gilt generell für den Niederrhein (SUDMANN & DOER 2007, JÖBGES et al. 2018, KOFFIJBERG & KOWALLIK 2018). In den letzten Jahren zeigten die Zahlen bei der Nilgans eine weiterhin steigende Tendenz im Untersuchungsgebiet. Wobei auf dem Klingenberger See nochmals eine deutliche Zunahme beobachtet wurde, während sich auf dem Monbagsee der Trend weiter leicht abschwächte. Dabei ist auf beiden Gewässern eine signifikante Tendenz zu einem Maximum im Sommer zu erkennen. Bei niedrigen Temperaturen sind signifikant weniger Nilgänse auf beiden Gewässern zu beobachten.

Seit den 1970er Jahren nehmen die Zahlen der Nilgans am Niederrhein (BAUER & BERTHOLD 1996, WINK et al. 2005, GERLACH et al. 2019, VAN ROOMEN et al. 2020) und in Düsseldorf zu (LEISTEN 2002). Dies gilt generell für die deutschen Bestände dieser Art (SUDFELDT et al. 2007, SUDMANN & DOER 2007, WAHL et al. 2011). Wie in Ägypten sind die verschiedenen europäischen Populationen Standvögel (BAUER et al. 2005). Allerdings vermuten WINK et al. (2005) einen Zuzug niederländischer Vögel im Winter ins nördliche Rheinland, da die Zunahme der Winterbestände hier nicht allein auf die jährliche Reproduktionsrate zurückzuführen sei. Dabei handelt es sich nicht um gerichtete Wanderungen, sondern um Zerstreuungswanderungen. Hierbei gibt es einen intensiven Austausch zwischen dem nordwestdeutschen Tiefland und den Niederlanden (BAIRLEIN et al. 2014). SUDMANN & DOER (2007) geben für die Art in NRW eine deutliche Winterflucht für Dezember/Januar an. Da generell von einem weiteren Zuwachs der Nilgansbestände auszugehen ist (SUDMANN & DOER 2007), wird dies auch für das Untersuchungsgebiet gelten. Die prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009) werden diese Entwicklung begünstigen (BEHRENS et al. 2009).

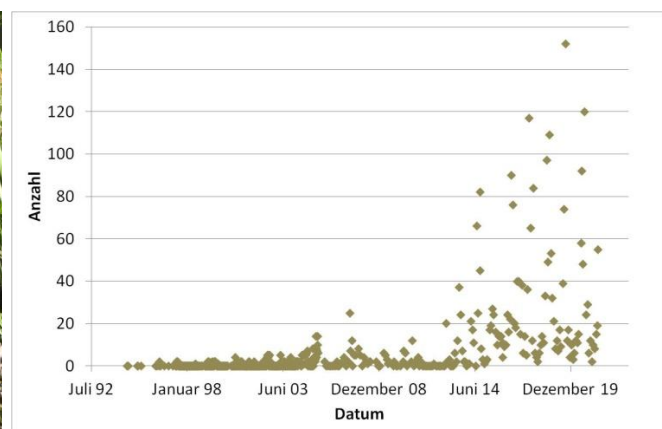
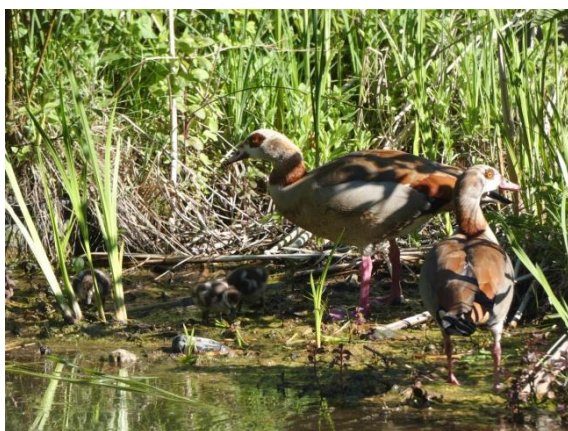


Abb. 6/7: Nilgansfamilie *Alopochen aegyptiacus*(links) und Bestandsentwicklung der Art auf dem Klingenberger See (rechts). Die Art ist wie die Kanadagans im Untersuchungsgebiet eine häufige Neozoe, die von den Klimaänderungen profitieren wird. Foto: 01.06.2021, Botanischer Garten Düsseldorf, J. Busch.



Abb. 6/8: In den letzten Jahren haben die Bestände der Rostgans *Tadorna ferruginea* (hier zusammen mit Nilgänsen) im Untersuchungsgebiet vor allem auf dem Monbagsee zugenommen. Foto: 27.02.2019, NSG Himmelgeister Rheinbogen, Düsseldorf, J. Busch.

Rostgans *Tadorna ferruginea*: Bei der Rostgans (Abb. 6/8) zeigten sich in den letzten Jahren des Untersuchungszeitraumes deutliche Änderungen in den Bestandszahlen. Während auf dem Klingenberger See nach wie vor nur vereinzelt Rostgänse beobachtet werden, zeigen sich auf dem Monbagsee häufiger größere Ansammlungen als in der Vergangenheit. Hier ist der Trend signifikant positiv. Darüber hinaus lassen sich keine weiteren Auffälligkeiten oder klimatischen Einflüsse feststellen. Ebenso wie in den Niederlanden (KLEYHEEG et al. 2020), nehmen laut SUDMANN & DOER (2007) die Rastbestände der Rostgans in NRW (VAN ROOMEN et al. 2020) und ganz Deutschland (GERLACH et al. 2019) zu. Gleiches gilt für die Brutbestände (BAUER et al. 2005). Dies ist auch

in Düsseldorf (LEISTEN 2002) und im nördliche Rheinland der Fall (WINK et al. 2005). Die prognostizierten Klimaänderungen lassen eine weitere Zunahme der Rastbestände der Rostgans erwarten (BEHRENS et al. 2009). Die in den letzten Jahren leicht zunehmenden Bestände im Untersuchungsgebiet spiegeln diesen Trend wieder. Die zwischenzeitlich beobachtete Abnahme der Bestände ging wohl auf lokale Faktoren zurück. Eventuell spielten hier abnehmende Nistmöglichkeiten (Höhlungen (VON BLOTZHEIM 2001)) eine Rolle.

Stockente *Anas platyrhynchos*: Die Bestände der Stockente nahmen sowohl auf dem Monbagsee (Abb.6/9) als auch auf dem Klingenberger See während des Untersuchungszeitraumes signifikant ab. Die signifikant höchsten Bestandszahlen werden im Winterhalbjahr in der Zeit von Oktober/November bis Januar/Februar erreicht. In Kältewintern nimmt die Zahl der beobachteten Tiere vor allem am Klingenberger See signifikant ab. Hier spielt die vom Rand her zunehmende Vereisung des Sees die entscheidende Rolle. In den kälteren Wintern 2009/10 – 12/13 stiegen die Zahlen der Stockente im Untersuchungsgebiet in der eisfreien Zeit wieder an, aber auch in diesen Wintern wurden nicht die Zahlen der 1990er Jahre erreicht. Offensichtlich bringen auch Kältewinter keinen massiven Einflug von Stockenten aus anderen Teilen Europas mit sich. Dieser Trend setzt sich auch in den weiteren Wintern fort. Zwar werden vereinzelt wieder größere Ansammlungen von Stockenten beobachtet. Diese bleiben aber die Ausnahme und sind wohl auf leichte Winterfluchten durch Kälteeinbrüche in nordöstlich gelegenen Regionen zurückzuführen.

Die Winterbestände in Mitteleuropa (BAUER & BERTHOLD 1996), unter anderem auch in den Niederlanden (VAN EERDEN et al. 2005) und Deutschland (WAHL et al. 2003b, WAHL & SUDFELDT 2005; DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2010, WAHL et al. 2011), sind rückläufig. Deutschlandweit haben sich die Rast- und Winterbestände der Stockente seit den späten 1980er Jahren nahezu halbiert (HÜPPOP et al. 2013, WAHL et al. 2017, GERLACH et al. 2019) und sind in NRW (SUDMANN et al. 2016) und am Niederrhein ebenfalls stark zurück gegangen (VAN ROOMEN et al. 2020).

Die Winterbestände in Düsseldorf unterliegen starken Schwankungen. Bei Kältewintern in anderen Teilen Europas steigen die Zahlen hier stark an (LEISTEN 2002), auch wenn die Kälteflucht bei der Stockente nicht so stark ausgeprägt ist, wie bei anderen Gründelenten (WAHL & SUDFELDT 2005). Die Stockente ist in Mitteleuropa Stand-, Strich- und Zugvogel (BOBACK 1995, BAUER & BERTHOLD 1996, BAUER et al. 2005). Selbst in den nördlichen Teilen des europäischen Verbreitungsgebietes (Island, Skandinavien, Finnland) überwintert ein Teil der Stockenten, in Mitteleuropa eine große Anzahl, solange die Gewässer eisfrei bleiben. Für südschwedische Stockenten wird diskutiert, dass eine Zunahme des Körpergewichts der dortigen Stockentenpopulation in den letzten Jahrzehnten zum einen durch die Freilassung von aufgezogenen Stockenten durch Jäger bedingt und zum anderen Folge der kürzeren und damit weniger kräftezehrenden Zugwege ist (GUNNARSSON et al. 2011). Bei der Verkürzung der Zugwege skandinavischer Stockenten spielt es eine Rolle, dass für die Jagd vermehrte und freigelassene Stockenten kürzere Zugwege zurücklegen als reine Wildvögel (SÖDERQUIST et al. 2013). Generell gilt, dass die skandinavischen Brutbestände auf hohem Niveau stabil sind und die dortigen Winterbestände zumindest in manchen Jahren zunehmen (DALBY et al. 2013a, NILSSON 2014, NILSSON & OLSSON 2017, NILSSON 2020) und die Winterbestände dieser Art in Südschweden zwischen den 1970er und den 2010er Jahren um mehr als 300% angestiegen sind (NILSSON & HERMANSSON 2021). In Westeuropa und in den Mittelmeerländern ist die Art überwiegend Stand- und Strichvogel; dort sowie im westlichen und südlichen Mitteleuropa liegen auch die Winterquartiere der meisten europäischen Populationen (BOBACK 1995, VON BLOTZHEIM 2001, BAUER et al. 2005, BAIRLEIN et al. 2014). Nur ein kleiner Anteil der im nordwestdeutschen Tiefland überwinternden Stockenten stammt aus dem Baltikum (BAIRLEIN et al. 2014). Die in Südfrankreich überwinternde Stockentenpopulation setzt sich in den letzten Jahren fast nur noch aus Stand- und Strichvögeln der Region zusammen. Stockenten nördlicher Brutpopulationen überwintern immer weiter nördlich (GUILLEMAIN et al. 2015). Die Bestandsentwicklung in West- und Mitteleuropa hängt unter anderem stark vom Winterverlauf ab (BAUER & BERTHOLD 1996). Bei geschlossener Schneedecke und Vereisung erfolgt großräumige Winterflucht in Verbindung mit einer raschen Rückkehr bei Wiedererwärmung (BAUER et al. 2005). Milde Winter in den letzten Jahren im Herkunftsbereich der überwinternden Stockenten sorgten für einen Anstieg der Winterbestände dort (z. B. in Tschechien, MUSIL et al. 2011) und einen Rückgang der Winterbestände im westlichen Mitteleuropa (SUDFELDT et al. 2007, 2008, 2013), in Westeuropa (Irland,

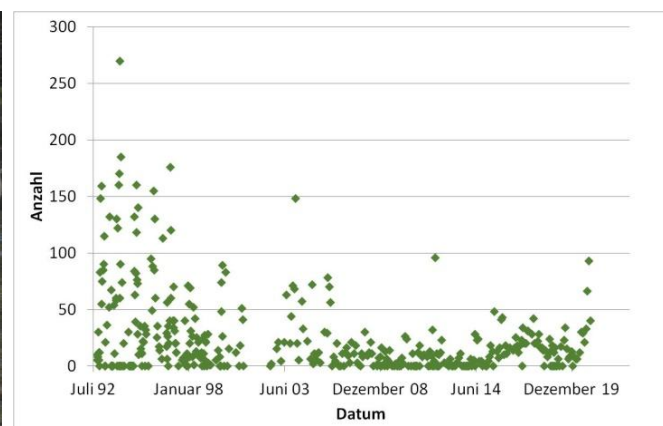
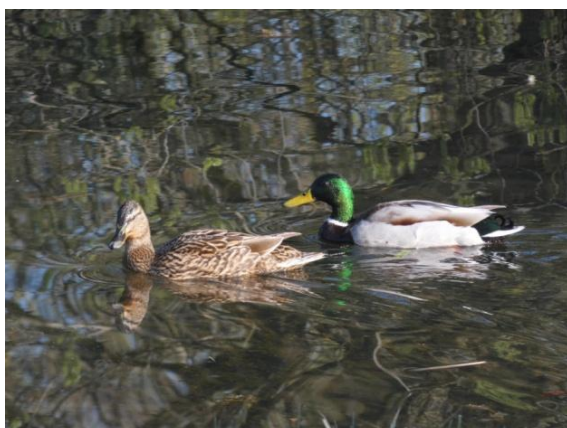


Abb. 6/9: Stockenten *Anas platyrhynchos* (links) und Entwicklung des Stockentenbestandes auf dem Monbagsee (rechts). Wie insgesamt in Mitteleuropa nehmen auch die Winterbestände der Stockente im Untersuchungsgebiet deutlich ab, da die klimatische Entwicklung eine Überwinterung der nordosteuropäischen Populationen im nordöstlichen Mitteleuropa zulässt. Foto: 15.04.2021, Botanischer Garten, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf, J. Busch.

CROWE & HOLT 2013, BURKE et al. 2019, UK, FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020, BURTON et al. 2020) und ganz offensichtlich auch im Untersuchungsgebiet. Die prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009) und darüber hinaus lassen es daher wahrscheinlich sein, dass sich diese auch klimatisch bedingte Entwicklung stabilisiert oder gar verstärkt, da diese Stockenten vermehrt in nördlicheren Regionen überwintern (WAHL & SUDFELDT 2005, BEHRENS et al. 2009). Selbst kalte Winter führen dort immer weniger dazu, dass die Stockenten in den milderen Südwesten ausweichen. Stattdessen überwintern sie in Nord- und Nordosteuropa vermehrt in den Städten und weniger auf den Gewässern der freien Landschaft (MEISSNER et al. 2015, AVILOVA 2018, MARCHOWSKI et al. 2018). Untersuchungen von DALBY et al. (2013b) lassen vermuten, dass dies weniger ein direkter Temperatureffekt ist, sondern dass dies vor allem auf eine veränderte Nahrungsverfügbarkeit zurückzuführen ist. All dies bedingt, dass die Winterbestände der Stockente auf den beiden Untersuchungsgewässern in Zukunft vor allem durch lokale und regionale Vögel geprägt werden.

Schnatterente *Mareca strepera* (Syn. *Anas strepera*): Die Dynamik der Schnatterentenbestände der beiden Untersuchungsgebiete unterscheiden sich deutlich voneinander. Während die Zahlen auf dem Monbagesee im Untersuchungszeitraum signifikant zunahmen (Abb. 6/10), ist das Gegenteil auf dem Klingenbergsee der Fall. Die jährlichen signifikanten Maxima liegen auf dem Klingenbergsee in der ersten Hälfte des Winterhalbjahres, auf dem Monbagesee in der zweiten Hälfte des Winterhalbjahres. In Kälteintern nimmt die Zahl der beobachteten Tiere vor allem am Klingenbergsee signifikant ab. Hier spielt die vom Rand her zunehmende Vereisung des Sees die entscheidende Rolle.

Die unterschiedlichen Entwicklungen der Schnatterentenbestände auf den beiden Untersuchungsgewässern setzen sich auch in den zurückliegenden Jahren fort. Zwar gab es in den letzten Jahren eine leichte Abnahme der Schnatterentenbestände, aber insgesamt ist der Trend auf dem Monbagesee noch immer signifikant ansteigend. Offensichtlich haben sich die geänderten Zugtraditionen so gefestigt, dass selbst Kälteintern hier keinen großen Einfluss auf die Winterbestände haben, solange die Gewässer nicht zufrieren.

Während in Düsseldorf die Winterbestände der Schnatterente in den 1990er Jahren stagnieren (LEISTEN 2002) nahmen sie in den 2000er Jahren im nördlichen Rheinland (WINK et al. 2005), in NRW (SUDMANN et al. 2016) und generell in Deutschland zu (SUDFELDT et al. 2000, WAHL et al. 2003b, SUDFELDT et al.

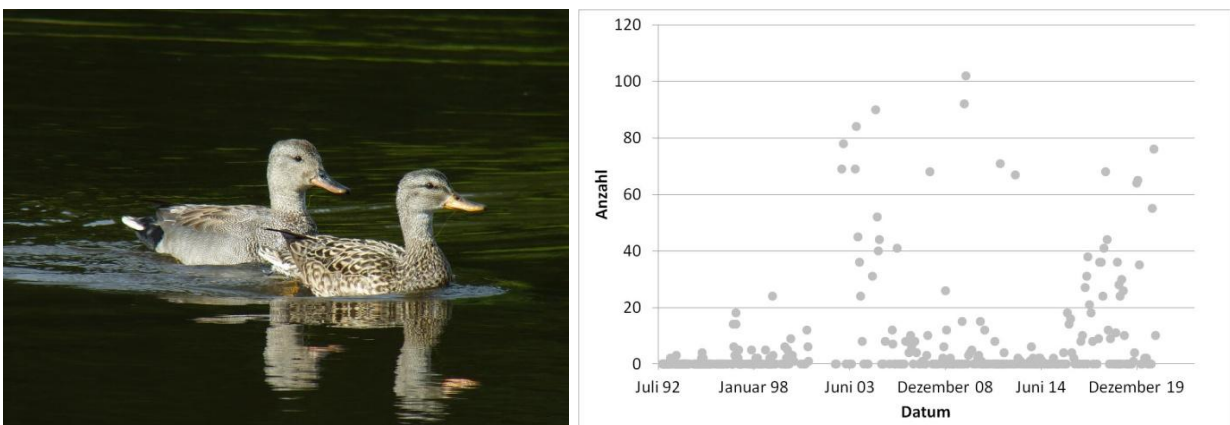


Abb. 6/10: Schnatterenten *Anas strepera* (links) und Entwicklung des Schnatterentenbestandes auf dem Monbagesee (rechts). Die Zunahme der Winterbestände in Mitteleuropa ist eine Folge der klimatischen Entwicklung mit einer ansteigenden Zahl von milderen Wintern. Foto: 12.05.2020, NSG Krickenbecker Seen, J. Busch.

2007, 2008; DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2010, WAHL et al. 2011, GERLACH et al. 2019). Dies gilt auch für die Bestände in den Niederlanden (VAN EERDEN et al. 2005, WAHL & SUDFELDT 2005). Das klassische Überwinterungsgebiet der mitteleuropäischen Schnatterenten liegt überwiegend in Afrika und Südeuropa, nur vereinzelt in Westeuropa (BOBACK 1995, VON BLOTZHEIM 2001). Die Art überwintert aber zunehmend in West- und Mitteleuropa (BAUER & BERTHOLD 1996, BAUER et al. 2005) und immer weniger in Südeuropa (BAUER & BERTHOLD 1996, COX 2010). Besonders die Zunahme der Winterbestände in Nordwest- und auch in Nordostdeutschland sind auf die zunehmende Zahl milder Winter zurückzuführen (WAHL & SUDFELDT 2005). Neben den steigenden Brutbeständen am Niederrhein ist daher damit zu rechnen, dass die prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009) und darüber hinaus diese wohl vor allem klimatisch bedingte Entwicklung stabilisiert oder gar verstärkt, und die Schnatterentenbestände in Westeuropa (Irland, CROWE & HOLT 2013, BURKE et al. 2019, UK, FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020, BURTON et al. 2020), Mitteleuropa (STREBEL 2017), Deutschland und im Untersuchungsgebiet weiter hoch bleiben bzw. ansteigen (BEHRENS et al. 2009, SUDFELDT et al. 2013, HÜPPOP et al. 2013, VAN ROOMEN et al. 2020). Selbst in Südschweden steigen die Zahlen der überwinternden Schnatterenten deutlich an (NILSSON 2014, NILSSON & OLSSON 2017, NILSSON & HERMANSSON 2021). Wie bei der Stockente ist dies weniger ein direkter Temperatureffekt, sondern vor allem auf eine veränderte Nahrungsverfügbarkeit zurückzuführen (DALBY et al. 2013b).

Tafelente *Aythya ferina*: Die Bestände der Tafelente (Abb. 6/11) der beiden Seen zeigen grundsätzlich die gleiche Dynamik. Allerdings sind die Bestände auf dem Monbagsee deutlich größer als auf dem Klingenbergsee. Auf beiden Seen sind die Bestände im Winterhalbjahr signifikant höher als im Sommer, mit einem signifikanten Maximum von November bis März. Über den Untersuchungszeitraum hinweg schwanken die Bestände zwar von Jahr zu Jahr, aber insgesamt zeigt sich kein Trend der Zu- oder Abnahme. In Kältewintern nimmt die Zahl der beobachteten Tiere vor allem am Klingenbergsee signifikant ab. Hier spielt die vom Rand her zunehmende Vereisung des Sees die entscheidende Rolle. Die Zahlen der letzten kälteren beziehungsweise schneereicheren Winter bestätigen diese Entwicklung. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes zeigen die Bestände der Tafelente im nördlichen Rheinland und in Düsseldorf starke Schwankungen, erreichen aber bei weitem nicht mehr die Größe der 1970er Jahre

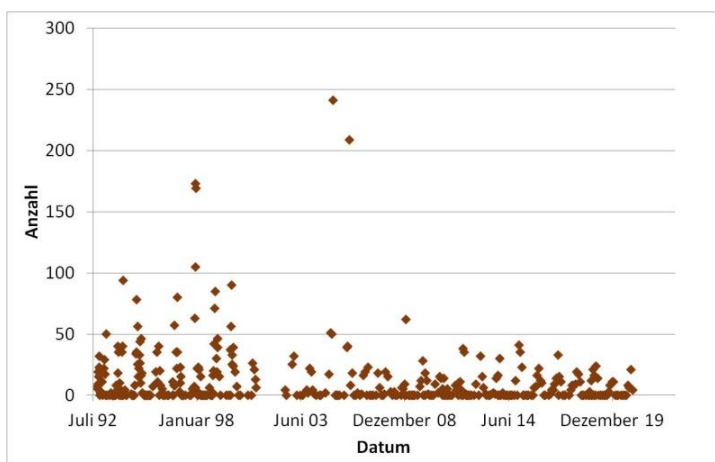
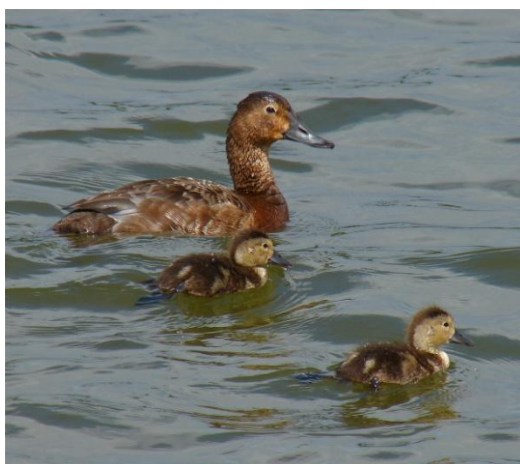


Abb. 6/11: Tafelentenweibchen *Aythya ferina* mit zwei Pulli (links) und die Bestandsentwicklung der Art auf dem Monbagsee (rechts) Die Bestände der Art schwanken im Untersuchungsgebiet zwar von Jahr zu Jahr, zeigen im Untersuchungszeitraum aber keinen Trend der Zu- oder Abnahme. Foto: 11.07.2020, Bucher Stausee, Ostalbkreis, Baden-Württemberg, J. Busch.

(LEISTEN 2002, WINK et al. 2005, VAN ROOMEN et al. 2020). Ähnliches gilt für ganz Deutschland (SUDFELDT et al. 2000, 2003, WAHL et al. 2003b, SUDFELDT et al. 2007, 2008, 2009, DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2010, WAHL et al. 2011, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2016, GERLACH et al. 2019). Die Tafelente ist ein Lang- und Kurzstreckenzieher, der unter dem Einfluss des atlantischen Klimas wohl noch in weiten Teilen des Brutareals überwintert, und hier in kleiner Zahl sogar Stand- und Strichvogel sein mag, dessen Hauptwinterquartiere sonst aber durchwegs südlich davon liegen und bis ins subtropische Afrika reichen (BAUER & BERTHOLD 1996, VON BLOTZHEIM 2001, BAUER et al. 2005). Wichtige Überwinterungsgebiete liegen aber unter anderem in den Niederlanden und in Nordrhein-Westfalen (VON BLOTZHEIM 2001, BAUER et al. 2005). In Kältewintern kommt es zu Ausweichbewegungen (BAUER et al. 2005). Für die früheren Bestandszunahmen in Mitteleuropa werden unter anderem Klimaänderungen (milde Winter) als Faktoren genannt (BAUER et al. 2005). Im südlichen Ostseeraum steigen die Winterbestände teilweise an (SKOV et al. 2011, NILSSON & OLSSON 2017, MARCHOWSKI et al. 2018, NILSSON 2020, NILSSON & HERMANSSON 2021). Gleichzeitig nehmen die Überwinterungsbestände in Spanien (Cox 2010) und den Britischen Inseln (EATON et al. 2012, BURKE et al. 2019, FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020, BURTON et al. 2020) aus unbekanntem Gründen ab. Klimaänderungen werden als eine mögliche Ursache genannt (Cox 2010). In Tschechien hingegen nehmen die Bestände im Rahmen der wohl klimatisch bedingten Ausbreitung der Brut- und Überwinterungsgebiete der Art in Europa zu (MUSIL et al. 2011). In den Jahren 1997/98 bis 2008/09 fluktuierten die Winterbestände der Tafelente in Deutschland (SUDFELDT et al. 2013). Insgesamt ist der Trend bei der Tafelente in Deutschland allerdings negativ. Seit den 1980er Jahren hat sich die NO/NW-europäische Population der Tafelenten halbiert. Auch in NW- und S-Deutschland sind die Bestände stark zurückgegangen (HÜPPOP et al. 2013, SUDMANN et al. 2016). Im südlichen Skandinavien hingegen nehmen die Bestände zu (WAHL et al. 2017). Global betrachtet nehmen die Bestände der Tafelente ab, so dass sie seit 2015 auf der globalen Roten Liste der IUCN als gefährdet eingestuft wird (WAHL et al. 2015, STREBEL 2017, MARCHOWSKI et al. 2017). Als Ursachen dafür werden in Europa regional unterschiedliche Faktoren verantwortlich gemacht. Genau verstanden sind die Ursachen für den Rückgang nicht. Klimatische Änderungen werden nicht in Betracht gezogen (Fox et al. 2016). Allerdings haben viele der in Mitteleuropa überwinternden Tafelenten ihr Brutgebiet im westlichen Teil Russlands (BAIRLEIN et al. 2014) und hier nehmen die Brutbestände seit längerem deutlich ab. Neben verschiedenen anderen Faktoren werden hier klimatische Veränderungen als wichtige Ursache vermutet (FOLLIOU et al. 2018, MISCHENKO et al. 2020).

Da die Ursachen für die überregionalen Bestandsabnahmen seit den 1990er Jahren bei der Tafelente in Deutschland unbekannt sind (SUDFELDT et al. 2007, 2008, 2009), lässt sich die zukünftige Entwicklung der Tafelentenbestände für das Untersuchungsgebiet nicht prognostizieren. Klimatisch bedingt wäre eine Zunahme der Rastbestände zu erwarten (BEHRENS et al. 2009).

Reiherente *Aythya fuligula*: Die Reiherentenbestände (Abb. 6/12) der beiden Seen unterscheiden sich in ihrer Dynamik. Die Bestände auf dem Monbaggersee sind deutlich größer als auf dem Klingenbergsee. Während die Reiherentenbestände auf dem Klingenbergsee im Jahresgang das signifikante Maximum im Sommer von Juli bis August haben und hier seit 2013 mehrfach brüteten (mündl. Mittlg. PIEREN 2013 und eigene Beobachtungen), liegt das signifikante jährliche Maximum auf dem Monbaggersee zwischen Juli und Februar. Über den Untersuchungszeitraum hinweg schwanken die Bestände von Jahr zu Jahr. Auf dem Monbaggersee zeigte sich in den letzten Jahren eine deutliche Zunahme der Winterbestände, so dass hier die Bestände signifikant zunehmen. Ein signifikanter Einfluss der Wintertemperaturen macht sich

nicht bemerkbar. Die Zahlen der letzten schneereicheren bzw. kälteren Winter bestätigen dies. Zwar wurde im Winter 2012/13 ein neues Reiherenten-Maximum auf dem Monbagesee beobachtet, aber insgesamt bleiben die Bestände im Untersuchungszeitraum im bislang beobachteten Rahmen. Eine mögliche Erklärung der Zunahme der Reiherentenbestände auf dem Monbagesee könnten die sehr niedrigen Wasserstände der jüngeren Vergangenheit sein, die tiefer gelegene Muschelvorkommen für diese Art als Nahrungsquelle besser erreichbar machen.

Im nördlichen Rheinland und in Düsseldorf sind die Brutbestände der Reiherente zwischen den 1980er Jahren und der Periode von 1990-2000 deutlich angestiegen, während die Winterbestände nach den 1990er Jahren wieder etwas zurückgingen (LEISTEN 2002, WINK et al. 2005, VAN ROOMEN et al. 2020). In NRW (SUDMANN et al. 2016) und bundesweit nehmen die Winterbestände der Reiherente hingegen zu (SUDFELDT et al. 2003). Allerdings lassen sich hier ebenfalls nach den 1990er Jahren leichte Rückgänge verzeichnen (SUDFELDT et al. 2003, WAHL et al. 2003b), denen aber in den 2000er Jahren wieder vorübergehende Bestandserholungen folgten (SUDFELDT et al. 2007, 2008, DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2010, WAHL et al. 2011). Deutschlandweit nehmen die Bestände der Reiherente seitdem wieder deutlich ab (GERLACH et al. 2019). Die Reiherente ist ein Zugvogel, zu dessen wichtigsten Überwinterungsgebieten unter anderem das westdeutsche Niederrheingebiet gehört (VON BLOTZHEIM 2001). Mitteleuropäische Tiere sind Kurzstreckenzieher, Ost- und Nordosteuropäische Tiere überwintern in Mitteleuropa (BAUER & BERTHOLD 1996). Neben neuen Nahrungsquellen (Dreikantmuscheln *Dreissena*) werden milde Winter und damit verbundene kürzere Zugwege bzw. Ausharren in den mitteleuropäischen Brutgebieten für das Ansteigen der Reiherentenbestände in Mitteleuropa verantwortlich gemacht (BAUER & BERTHOLD 1996, BAUER et al. 2005, WAHL et al. 2011). Jedoch scheinen die Körbchenmuscheln (*Corbicula spec.*) die Dreikantmuscheln zunehmend zu verdrängen (BOSCHERT et al. 1996, MÖRTL 2003), was wiederum zu einer Änderung im Nahrungsangebot führt, da *Corbicula*-Arten nicht zur bevorzugten Nahrung von Reiherenten gehören (OKA et al. 1999). Die prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009) und darüber hinaus lassen es daher wahrscheinlich sein, dass der winterliche Zuzug von Vögeln aus Ost- und Nordosteuropa sowie Sibirien ((BAIRLEIN et al. 2014) in Zukunft geringer ausfallen wird, da diese Tiere später die Brutgebiete verlassen (LEHIKONEN & JAATINEN 2012) und vermehrt in nördlicheren Regionen überwintern. So steigen zum Beispiel die Zahlen der über-

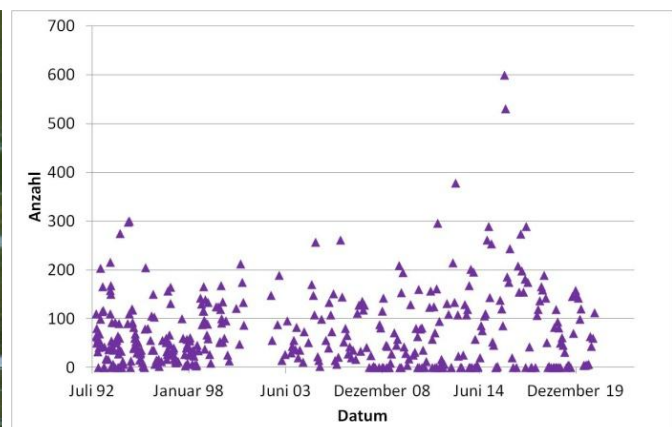


Abb. 6/12: Reiherentenmännchen *Aythya fuligula* und Bestandentwicklung der Reiherente auf dem Monbagesee. Die klimatische Entwicklung führt dazu, dass nord- und osteuropäische Reiherenten vermehrt im östlichen Mitteleuropa überwintern können und daher nur noch in strengeren Wintern (wie z. B. 2012/13) in größerer Zahl im nördlichen Rheinland und somit auch im Untersuchungsgebiet auftauchen werden. Foto: 21.02.2018, Tannenbusch, Dormagen, J. Busch.

winternden Reiherenten in der südlichen Ostsee (MARCHOWSKI et al. 2018) und selbst in Schweden stark an (NILSSON & OLSSON 2017, NILSSON & HERMANSSON 2021), während sie in Westeuropa (CROWE & HOLT 2013, BURKE et al. 2019, FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020, BURTON et al. 2020) und SW-Europa abnehmen und in Mitteleuropa stagnieren bzw. leicht abnehmen (SKOV et al. 2011, HÜPPOP et al. 2013, LEHIKONEN et al. 2013, SUDFELDT et al. 2013, MARCHOWSKI et al. 2017, STREBEL 2017). Klimatisch bedingt werden die Rastbestände der Reiherente daher in Zukunft nicht ansteigen (BEHRENS et al. 2009).

Schellente *Bucephala clangula*: Die Dynamik der Schellentenbestände (Abb. 6/13) der beiden Untersuchungsgebiete unterscheidet sich deutlich voneinander. Während die Zahlen auf dem Monbagesee, auf dem deutlich größere Schellenbestände beobachtet werden, im Untersuchungszeitraum bis 2005 signifikant zunahm, ist das Gegenteil auf dem Klingenbergsee der Fall. Im Jahresverlauf werden die signifikanten Maxima im Winterhalbjahr vor allem von Dezember bis Februar beobachtet. Wenn in Kälte winters die Gewässer vom Rand her zunehmende Vereisung aufweisen, nimmt die Zahl der beobachteten Tiere allerdings signifikant ab. Mit den Daten des Winters 2009/10 zeigt sich auf dem Monbagesee, dass die Winterbestände der Schellente seit dem Jahr 2005 signifikant abnehmen. In den vor allem im Nordosten kälteren bzw. schneereicheren Wintern der letzten Jahre steigen die beobachteten Zahlen der überwinternden Schellenten wieder an. Dies ist wohl eine Folge des Einflugs von Schellenten aus dem Nordosten im Rahmen von sogenannten Kältefluchten. Allerdings werden nicht die Größenordnungen der 1990er und 2000er Jahre erreicht. Zwar steigen die Schellentenbestände in den letzten Jahren wieder etwas an, sind aber immer noch deutlich niedriger als zu Beginn der Untersuchungsperiode.

Im nördlichen Rheinland und in Düsseldorf sind die Winterbestände der Schellente zwischen den 1980er Jahren und der Periode von 1990-2000 leicht angestiegen, erreichen aber nicht mehr die Größenordnungen, die bis in die 1950er Jahren beobachtet wurden (LEISTEN 2002, WINK et al. 2005, VAN ROOMEN et al. 2020). Bundesweit waren die Bestände nach einem Anstieg bis in die 1990er Jahre stabil mit starken jährlichen Schwankungen. Seit den 2000er Jahren nehmen die Bestände bundesweit wieder ab (GERLACH et al. 2019). Besonders bei Kälte winters im Ostseeraum steigt die Zahl der Wintergäste im westlichen Mitteleuropa allerdings deutlich an (SUDFELDT et al. 2003, WAHL et al. 2003b, DACHVERBAND DEUT-

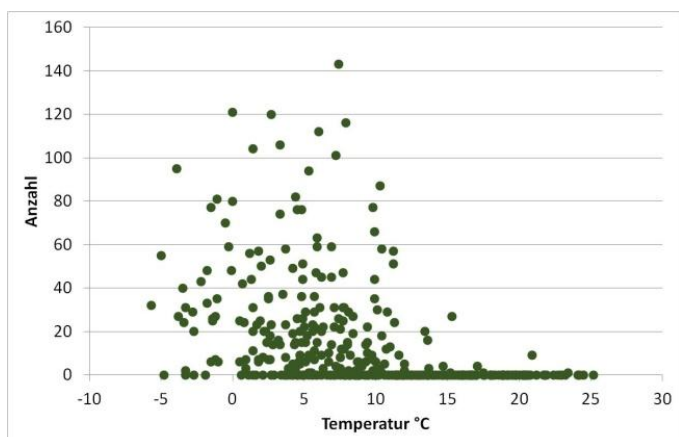


Abb. 6/13: Die Schellenten *Bucephala clangula* (links, Männchen) und die Abhängigkeit des Schellentenbestandes auf dem Monbagesee in Abhängigkeit von der Tagesmitteltemperatur (rechts). Die Schellenten Nordosteuropas überwintern vermehrt im südlichen Ostseeraum und erscheinen nur noch in Kälte winters wie zum Beispiel 2012/13 in größerer Zahl im Untersuchungszeitraum, ziehen bei stärkerem Frost aber auf eisfreie Gewässer. Foto: 21.02.2018, Tannenbusch, Dormagen, J. Busch.

SCHER AVIFAUNISTEN 2010, SUDMANN et al. 2016). Ursächlich für die vorübergehend ansteigenden Populationsgrößen in Mitteleuropa war wohl das Auftreten neuer Nahrungsquellen (Dreikantmuscheln (BAUER et al. 2005)). Die Schellente ist ein Zugvogel, überwiegend Kurzstreckenzieher, der in den atlantischeren Teilen seines Verbreitungsgebietes zum Teil bereits im Südteil des Brutgebietes überwintert, die kontinentalen Brutgebiete aber fast zur Gänze räumt (VON BLOTZHEIM 2001, BAUER et al. 2005). Die Schellente gehört zu den Arten mit einer weit nach Nordosten reichenden Winterverbreitung, die zugleich erst zur Mitte des Winters ihre Rastmaxima in Deutschland erreichen. Die in Deutschland überwinternden Schellenten kommen zum überwiegenden Teil aus Deutschland und aus Skandinavien, zum Teil auch aus Russland und sogar Sibirien (BAIRLEIN et al. 2014). LEHIKONEN & JAATINEN (2012) konnten zeigen, dass diese Art zudem immer später in die Überwinterungsgebiete aufbricht. Vieles deutet darauf hin, dass sich die Überwinterungsgebiete der Schellente im Zuge gehäuft auftretender milder Winter allmählich nach Nordosten, und damit zum Teil auch aus Deutschland heraus, verlagert haben (SUDFELDT et al. 2008, WAHL et al. 2011, EATON et al. 2012). In Teilen Russlands steigen die Winterbestände in den letzten Jahrzehnten an, wobei die Bestände in den Städten zu und außerhalb der Städte abnehmen (AVILOVA 2019). Seit Mitte/Ende der 1990er Jahre nehmen die Winterbestände der Schellente in Deutschland leicht ab bzw. fluktuieren (HÜPPOP et al. 2013, SUDFELDT et al. 2013). Daten von SKOV et al. (2011), LEHIKONEN et al. (2013), MARCHOWSKI et al. (2017), NILSSON & OLSSON (2017), NILSSON (2020), und NILSSON & HERMANSSON (2021) zeigen eine deutliche Zunahme der Winterbestände in der südlichen Ostsee. In Westeuropa nehmen die Winterbestände hingegen ab (CROWE & HOLT 2013, FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020) oder stagnieren (BURTON et al. 2020). Für norddeutsche Populationen konnte gezeigt werden, dass sich die Flügelänge seit den 1970er Jahren verkürzt hat, was dafür spricht, dass diese Populationen nur noch kurze Strecken ziehen (COX 2010). Daher ist wegen der prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009) damit zu rechnen, dass die Zahl der Schellenten, die im Untersuchungsgebiet überwintern, in Zukunft eher weiter zurückgehen wird (BEHRENS et al. 2009). Der Rückgang der Winterbestände auf dem Monbagesee mag zusätzlich lokale Ursachen, wie zum Beispiel ein Rückgang der Nahrungsgrundlage haben. Generell bleibt aber die Frage, welche Auswirkungen die immer noch möglichen kalten Winter auf Populationen dieser Art haben, die von ihrer Morphologie her jetzt eher auf kürzere Zugstrecken eingestellt sind.

Gänsesäger (*Mergus merganser*): Gänsesäger (Abb. 6/14) traten nur auf dem Monbagesee in größerer Zahl auf. Seit dem Beginn des 21. Jahrhunderts ist ein signifikanter Rückgang zu verzeichnen, und es werden hier, wie auch auf dem Klingenbergsee, nur hin und wieder einige wenige Exemplare beobachtet (Abb. 6/12). Der signifikante Schwerpunkt der Beobachtungen liegt im Winterhalbjahr. In Kälteinternimmt die Zahl der beobachteten Tiere vor allem am Klingenbergsee signifikant ab. Hier spielt die vom Rand her zunehmende Vereisung des Sees die entscheidende Rolle. Die Zahlen der letzten Winter bestätigen diese Bestandstrends. Statt wie in den 1990er Jahren mehrere Dutzend, sind in den letzten Wintern im Maximum weniger als zehn Tiere beobachtet worden. In den zurückliegenden Jahren wurden allerdings vor allem auf dem Klingenbergsee wieder etwas mehr Individuen beobachtet. Womöglich steht dies mit dem sich in den letzten Jahren in den nordrheinwestfälischen Mittelgebirgen etablierenden kleinen Brutvorkommen in Zusammenhang (HINTERKEUSER 2013, MÖLLER & POTT 2018). So konnten, möglicherweise als Folge des Sommerhochwassers in 2021, im August 2021 gleich zehn weibchenfarbige, vor allem diesjährige Vögel auf dem Klingenbergsee beobachtet werden.

Im nördlichen Rheinland und in Düsseldorf sind die Winterbestände des Gänsesägers zwischen den 1980er Jahren und der Periode von 1990-2000 leicht angestiegen, unterliegen dabei aber starken Schwankungen (LEISTEN 2002, WINK et al. 2005, VAN ROOMEN et al. 2020). Bundesweit sind die Bestände stabil bis in die 2000er Jahre mit starken jährlichen Schwankungen. Seitdem nehmen die Winterbestände bundesweit ab (GERLACH et al. 2019). Besonders bei Kältewintern im Ostseeraum steigt die Zahl der Wintergäste im westlichen Mitteleuropa aber deutlich an (SUDFELDT et al. 2003, WAHL et al. 2003b, SUDFELDT et al. 2007, 2008, DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2010, WAHL et al. 2011, SUDMANN et al. 2016). Die Art ist Stand-, Strich- und vor allem im Norden und in den kontinentalen Bereichen des Verbreitungsgebietes auch Zugvogel. In Europa liegt das Hauptüberwinterungsgebiet im westlichen Ostseeraum, in Dänemark, in der polnisch-norddeutschen Tiefebene, in den Niederlanden und im mitteleuropäischen Binnenland (BAUER & BERTHOLD 1996, VON BLOTZHEIM 2001, BAUER et al. 2005). Wie die Schellente gehört der Gänsesäger zu den Arten mit einer weit nach Nordosten reichenden Winterverbreitung, die zugleich erst zur Mitte des Winters ihre Rastmaxima in Deutschland erreichen. Vieles deutet darauf hin, dass sich die Überwinterungsgebiete bei diesen Arten im Zuge gehäuft auftretender milder Winter allmählich nach Nordosten, und damit aus Deutschland heraus, verlagert haben (SUDFELDT et al. 2008). Damit verlagern sich die Überwinterungsgebiete der nordosteuropäischen und nordrussischen sowie westsibirischen Gänsesäger näher an die Brutgebiete (BAIRLEIN et al. 2014). Seit Mitte/Ende der 1990er Jahre nehmen die Winterbestände dieser Gänsesägerpopulation in Deutschland ab (SUDFELDT et al. 2013) bzw. stagnieren (HÜPPOP et al. 2013). Die Winterbestände des Gänsesägers in den nordöstlichen Teilen der südlichen Ostsee steigen dafür zum Teil deutlich an (SKOV et al. 2011, LEHIKOINEN et al. 2013, MARCHOWSKI et al. 2017, 2018, NILSSON & OLSSON 2017, NILSSON & HERMANSSON 2021). Auch die Alpenpopulation des Gänsesägers, die in Süddeutschland und beispielsweise in der Schweiz überwintert, ist in den letzten Jahren gewachsen (HÜPPOP et al. 2013, STREBEL 2017).

Wegen der prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPAKAT et al. 2007, BEHRENS et al. 2009, KROPP et al. 2009) ist daher damit zu rechnen, dass die Zahl der Gänsesäger, die im Untersuchungsgebiet überwintern, in Zukunft eher weiter zurückgeht und dann zum Teil auf regionale Brutvögel zurückzuführen ist.

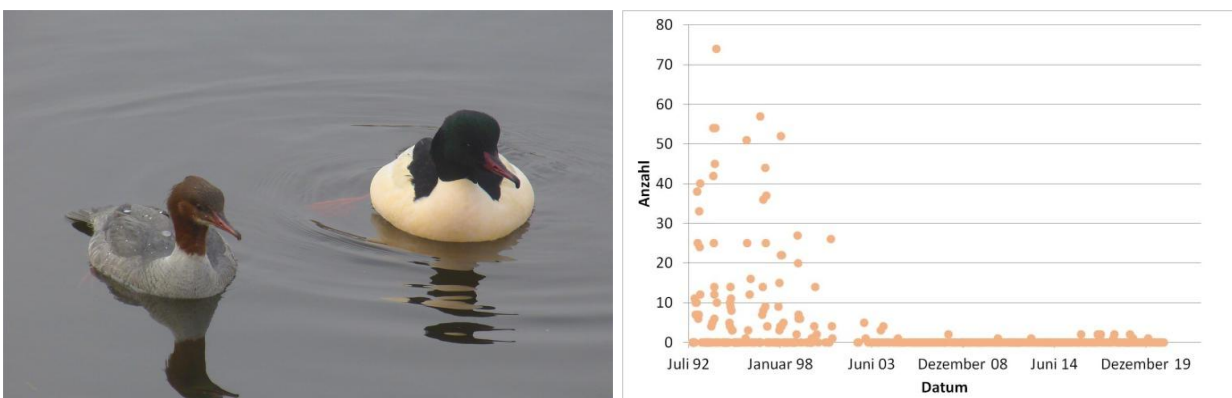


Abb. 6/14: Gänsesägerpärchen (*Mergus merganser*) (links) und Entwicklung der Gänsesägerbestände auf dem Monbagsee (rechts). Während die Alpenpopulation des Gänsesägers, die im Alpenvorland überwintert im Rahmen der zukünftigen klimatischen Entwicklung eher stabil bleibt, werden die nord- und nordosteuropäischen Populationen des Gänsesägers sich nach Nordosteuropa verlagern und die Winterbestände im Rheinland mit Ausnahme von Kältewintern weiter abnehmen und wohl auch von der kleinen Brutpopulation in NRW beeinflusst werden. Foto: 26.12.2019, Federsee, Baden-Württemberg, J. Busch.

Zwergsäger *Mergellus albellus*: Zwergsäger (Abb. 6/15) treten nur in einigen Wintern im Untersuchungszeitraum mit mehreren Exemplaren auf. Dabei sind die Zahlen innerhalb des Untersuchungszeitraumes signifikant abnehmend. In Kältewintern nimmt die Zahl der beobachteten Tiere vor allem am Klingenbergsee signifikant ab. Hier spielt die vom Rand her zunehmende Vereisung des Sees die entscheidende Rolle. In den Wintern der letzten Jahre wurden zwar wieder einige Zwergsäger auf dem Monbagsee und ganz vereinzelt auf dem Klingenbergsee beobachtet, doch wird der Zwergsäger nach wie vor nicht mehr so häufig im Untersuchungsgebiet beobachtet wie früher.

Im nördlichen Rheinland und in Düsseldorf sind die Winterbestände des Zwergsägers zwischen den 1980er Jahren und der Periode von 1990-2000 leicht angestiegen, lagen aber deutlich unter den Werten zum Beispiel der 1960er Jahre (LEISTEN 2002, WINK et al. 2005). Bundesweit stiegen die Zahlen an (SUDFELDT et al. 2003, WAHL et al. 2003b, SUDFELDT et al. 2007, DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2010, WAHL et al. 2011). In NRW (SUDMANN et al. 2016) stagnieren die Rastbestände bzw. gehen am unteren Niederrhein leicht zurück (SUDFELDT et al. 2009, VAN ROOMEN et al. 2020). Der Zwergsäger ist ein Zugvogel, der vor allem in Südost-England, wo die Art in den letzten Jahren abnimmt (FROST et al. 2019b), in der westlichen Ostsee und in der niederländisch-norddeutschen Tiefebene überwintert, insbesondere in kalten Wintern, wenn die Ostseegebiete zugefroren sind (VON BLOTZHEIM 2001, SUDFELDT et al. 2003). Dies zeigt sich an den Zahlen des Kältewinters 2009/10 auf dem Monbagsee. In den Jahren 1997/98 bis 2008/09 fluktuierten die Winterbestände des Zwergsägers in Deutschland (SUDFELDT et al. 2013) bzw. stiegen leicht (HÜPPOP et al. 2013). Im Zuge gehäuft auftretender milder Winter im Rahmen der prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009) ist aber damit zu rechnen, dass die Zahl der Zwergsäger, die im Untersuchungsgebiet überwintern, in Zukunft eher weiter zurückgeht (BEHRENS et al. 2009), so wie dies bundesweit in den letzten mehr als zwölf Jahren der Fall war (GERLACH et al. 2019). So steigen die Winterbestände in der südlichen Ostsee beispielsweise zum Teil schon deutlich an (SKOV et al. 2011, NILSSON & OLSSON 2017, NILSSON & HERMANSSON 2021). Insgesamt hat der Zwergsäger seine Winterverbreitung in den Jahren 1992-2011 deutlich nach Nordosten verlegt (PAVÓN-JORDÁN et al. 2015, MARCHOWSKI et al. 2017, 2018) und damit näher an die

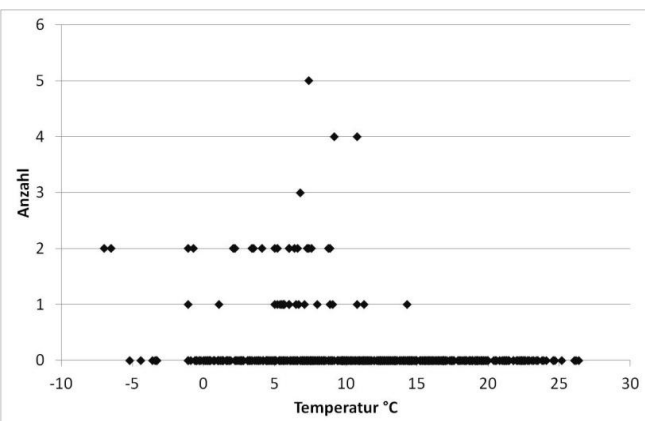
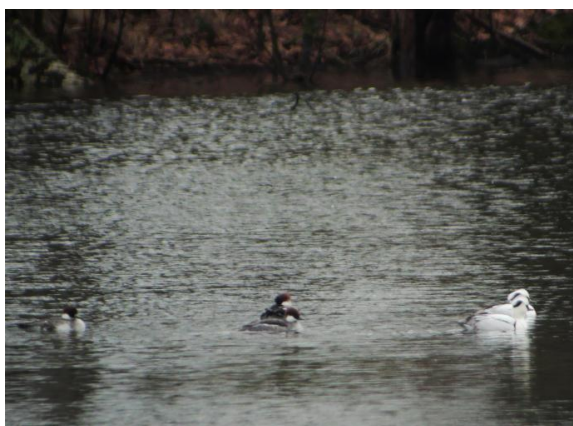


Abb. 6/15: Zwergsägers *Mergus albellus* (links) und die Abhängigkeit des Zwergsägerbestandes auf dem Klingenbergsee in Abhängigkeit von der Tagesmitteltemperatur (rechts). Die Bestände der Art haben im nördlichen Rheinland seit den 1960er Jahren deutlich abgenommen, da die Art vermehrt im südlichen Ostseeraum überwintert. Im Zuge der klimatischen Entwicklung wird dies mit Ausnahme von Kältewintern auch weiterhin der Fall sein und so Zwergsäger im Untersuchungsgebiet nur noch hin und wieder im Winter zu beobachten sein. Foto: 23.01.2018, NSG Dreiecksweiher, Düsseldorf, J. Busch.

nordeurasischen Brutgebiete (BAIRLEIN et al. 2014). Die Art wird also in Zukunft eher nicht mehr so häufig im Untersuchungsgebiet zu beobachten sein.

Haubentaucher *Podiceps cristatus*: Die Dynamik der Haubentaucherbestände (Abb. 6/16) der beiden Untersuchungsgebiete unterscheidet sich deutlich voneinander. Während auf dem Klingenberg See unter anderem durch die regelmäßige Anwesenheit mehrerer Brutpaare das jährliche signifikante Maximum im Sommerhalbjahr liegt (mit einem Schwerpunkt von Juli bis September), sind die Haubentaucherp Populationen auf dem Monbagsee im Winterhalbjahr signifikant am höchsten. In Kältewintern nimmt die Zahl der beobachteten Tiere vor allem am Klingenberg See signifikant ab. Unter solchen Bedingungen ziehen die Haubentaucher in südwestlicher Richtung ab (RHEINWALD & SCHMITZ 2007). Die winterlichen Maxima schwanken von Jahr zu Jahr und zeigen für den Monbagsee eine signifikant abnehmende Tendenz innerhalb des Beobachtungszeitraumes. Im kalten Winter 2009/10 wurden wieder mehr Haubentaucher auf dem Monbagsee beobachtet, so dass die abnehmende Tendenz hier etwas abgeschwächt wird. Für den Monbagsee stabilisiert sich diese Entwicklung in den letzten Jahren. Die Winterbestände des Haubentauchers auf dem Klingenberg See haben signifikant abgenommen und sind in den letzten Jahren auf niedrigerem Niveau stabil.

Für die Region Nordrhein geben WINK et al. (2005) keine Veränderungen der Winterbestände zwischen den Zeiträumen 1983-86 und 1990-2000 an. Deutschlandweit schwanken die Winterbestände von Jahr zu Jahr um bis zu 30 % bei insgesamt steigender Tendenz (WAHL et al. 2003a, 2003b, SUDFELDT et al. 2007, 2008, BEHRENS et al. 2009, DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2010, WAHL et al. 2011, GERLACH et al. 2019). Der Haubentaucher ist Stand-, Strich- und Zugvogel, der bis in die Mittelmeerländer, nach Nordafrika und Vorderasien zieht, zum Teil aber selbst in Nordeuropa überwintert (VON BLOTZHEIM 2001), wo die Brutbestände ansteigen (DALE 2020). Der Wegzug erfolgt vorwiegend in südöstlicher Richtung für die östlichen, in südwestlicher Richtung für die westdeutschen und schweizerischen Populationen. Es bestehen beträchtliche Unterschiede sowohl im individuellen Verhalten als auch zwischen ver-

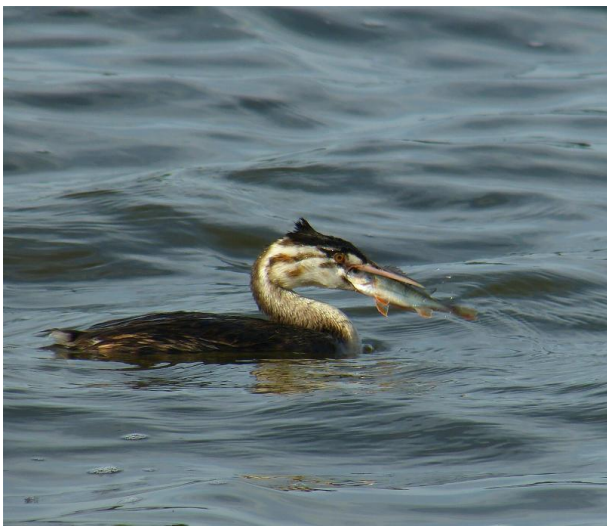


Abb. 6/16: Junger Haubentaucher *Podiceps cristatus* mit erbeutetem Flussbarsch. In den kälteren bzw. schneereichen Wintern der letzten Jahre nahmen die Winterbestände des Haubentauchers auf dem Monbagsee wieder etwas zu, erreichten aber nicht die Werte der 1990er Jahre. Foto: 20.09.2018, NSG Krickenbecker Seen, J. Busch.

schiedenen Populationen (VON BLOTZHEIM 2001). Zum Teil sind Haubentaucher auch typische Winterflüchter (BAUER et al. 2005). Die prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009) und darüber hinaus lassen es daher wahrscheinlich sein, dass der winterliche Zuzug von Vögeln des nördlichen Mitteleuropas (MELDE 1995) in Zukunft geringer ausfällt. So steigen beispielsweise die Winterbestände in der südlichen Ostsee an (SKOV et al. 2011, MARCHOWSKI et al. 2018) und fluktuieren in Südschweden (NILSSON 2014, NILSSON & OLSSON 2017) bei steigender Tendenz (NILSSON & HERMANSSON 2021), während sie in Irland (CROWE & HOLT 2013, BURKE et al. 2019) und Großbritannien (FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020, BURTON et al. 2020) abnehmen. Ähnlich wie in den Niederlanden, wo mittlerweile ca. 80 % der dort brütenden Haubentaucher im

Winter nicht mehr wegziehen, sondern überwintern (ADRIAENSEN et al. 1993, COX 2010), und in der Schweiz, wo die Zahl der überwinternden Haubentaucher leicht ansteigt (STREBEL 2017), bleiben auch in Nordrhein-Westfalen vermehrt Individuen, die bislang dazu tendierten, in West- und Südwesteuropa zu überwintern, hier und überwintern (RHEINWALD & SCHMITZ 2007, SUDMANN et al. 2016), so dass seit 1960 die Zahl der überwinternden Haubentaucher zugenommen hat. Dies ist bedingt durch mildere Winter mit günstigeren Überwinterungsbedingungen (BEHRENS et al. 2009) und steigende Brutpopulationen am Niederrhein (VAN ROOMEN et al. 2020). Deutschlandweit haben sich die Winterbestände des Haubentauchers seit den späten 1960er Jahren mittlerweile mehr als verdoppelt (HÜPPOP et al. 2013, SUDFELDT et al. 2013, WAHL et al. 2017).

Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis*: Auf beiden Gewässern ist die Zahl der Zwergtaucher (Abb. 6/17) im Winterhalbjahr signifikant am höchsten, wobei die Maxima auf dem Klingenbergsee ca. einen Monat früher erreicht werden als auf dem Monbaggersee. Auch beim Zwergtaucher nimmt in Kältewintern durch die drohende Vereisung der Gewässer die Zahl der beobachteten Tiere signifikant ab. Die winterlichen Maxima schwanken von Jahr zu Jahr und zeigen für den Monbaggersee eine gleichbleibende Tendenz innerhalb des Beobachtungszeitraumes. Auf dem Klingenbergsee stiegen die winterlichen Maxima von 1996-2004 signifikant an und brachen dann auf ein Drittel des Maximalbestandes ein. Nach den milderen Wintern der letzten Jahre stiegen die Zahlen der beobachteten Zwergtaucher auf beiden Gewässern wieder deutlich an. Auf dem Monbaggersee sogar sehr deutlich, so dass hier die Zahlen über dem gesamten Beobachtungszeitpunkt signifikant ansteigen. Auf dem Klingenbergsee stiegen die Bestände zwar ebenfalls an, die Zahlen aus den 2000er Jahren werden aber nicht erreicht, so dass der Gesamttrend hier nach wie vor signifikant negativ ist.

Für die Region Nordrhein geben WINK et al. (2005) eine Abnahme der Winterbestände zwischen den Zeiträumen 1983-86 und 1990-2000 an, während für NRW bei jährlichen Schwankungen eine Zunahme verzeichnet wird (SUDMANN et al. 2016). Die deutschlandweiten Brut- und Winter-Bestandszahlen des Zwergtauchers schwanken von Jahr zu Jahr und hängen stark von der Strenge des Winters ab. Auf starke Rückgänge in Kältewintern folgen in Perioden mit milden Wintern deutliche Bestandszunahmen (WAHL et al. 2003b, SUDFELDT et al. 2007, 2008). So zum Beispiel seit Mitte der 1990er Jahre (SUDFELDT et al.

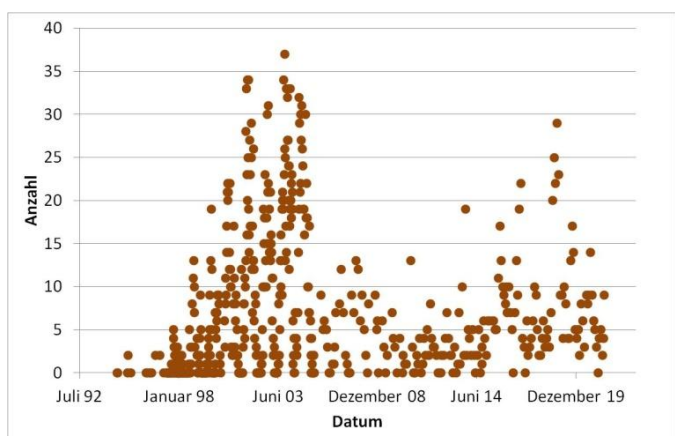
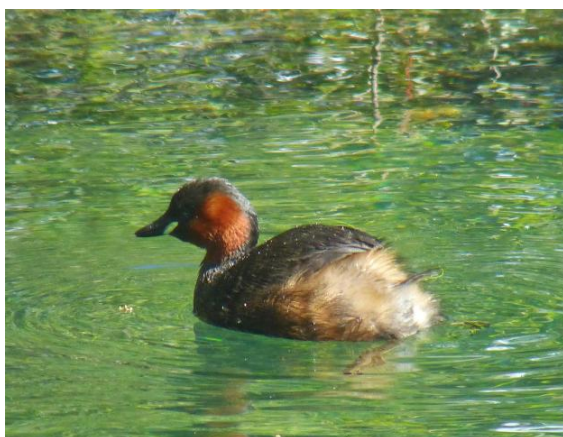


Abb. 6/17: Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* (links) und die Bestandsentwicklung auf dem Klingenbergsee (rechts). Die deutschlandweiten Brut- und Winter-Bestandszahlen des Zwergtauchers schwanken von Jahr zu Jahr und hängen stark von der Strenge des Winters ab. Auf starke Rückgänge in Kältewintern folgen in Perioden mit milden Wintern Bestandszunahmen. Die prognostizierten milderen Winter führen zu einer geringeren Mortalität des Zwergtauchers und damit zu tendenziell höheren Rastbeständen. Foto: 11.07.2020, Itzelberger See, Königsbrunn, Baden-Württemberg, J. Busch.

2008, DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2010, WAHL et al. 2011, GERLACH et al. 2019). In den Jahren 1997/98 bis 2008/09 fluktuieren die Winterbestände des Zwergtauchers in Deutschland (HÜPPOP et al. 2013, SUDFELDT et al. 2013, WAHL et al. 2015). Dies zeigt sich auch in den Zahlen der Untersuchungsgebiete. Die Zwergtaucher Mitteleuropas sind z. T. Standvögel, überwiegend aber Teil- und Kurzstreckenzieher (BAUER & BERTHOLD 1996, BAUER et al. 2005), die regelmäßig schon in Mittel- und Norddeutschland, sowie in den Gebieten südlich und westlich davon überwintern (BAIRLEIN et al. 2014). So stiegen die Winterbestände des Zwergtauchers in Irland in der Periode 2006/07 bis 20010/11 an (CROWE & HOLT 2013), sanken aber anschließend wieder leicht (BURKE et al. 2019), ähnlich wie in Großbritannien (FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020, BURTON et al. 2020). Mitteleuropäische Zwergtaucher überwintern gelegentlich auch in Dänemark und an der skandinavischen SW-Küste (NILSSON & OLSSON 2017), wo die Winterbestände auf niedrigem Niveau ansteigen (NILSSON & HERMANSSON 2021), ausnahmsweise sogar in Finnland (VON BLOTZHEIM 2001). Im Winter erfolgen Ausweichbewegungen (BAUER et al. 2005), wohl in Abhängigkeit von den Witterungsbedingungen. Die Winterbestände im nördlichen Rheinland bzw. Düsseldorf zeigen insbesondere bei Kältewintern in Osteuropa eine Zunahme (LEISTEN 2002, WINK et al. 2005). Die prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009) und darüber hinaus lassen es daher wahrscheinlich sein, dass dieser Zuzug in Zukunft seltener erfolgt, und vor allem die lokalen Brutbestände, wie z. B. auf dem Klingenberg See (mündl. Mittlg. PIEREN 2013), und regionale Zugbewegungen die Winterbestände des Zwergtauchers im Untersuchungsgebiet beeinflussen. Die seit den 1990er Jahren steigenden Brutbestände am Niederrhein (VAN ROOMEN et al. 2020) und die wegen der prognostizierten mildereren Winter geringere Mortalität des Zwergtauchers führen damit zu tendenziell höheren Rastbeständen (BEHRENS et al. 2009).

Kormoran *Phalacrocorax carbo*: Die Dynamik der Kormoranbestände der beiden Untersuchungsgebiete unterscheidet sich deutlich voneinander. Während auf dem Klingenberg See das jährliche signifikante Maximum im Sommerhalbjahr liegt, sind die Kormoranzahlen auf dem Monbagger See im Winterhalbjahr signifikant am höchsten. In Kältewintern nimmt die Zahl der beobachteten Tiere vor allem am Klingenberg See signifikant ab. Hier spielt die vom Rand her zunehmende Vereisung des Sees die entscheidende

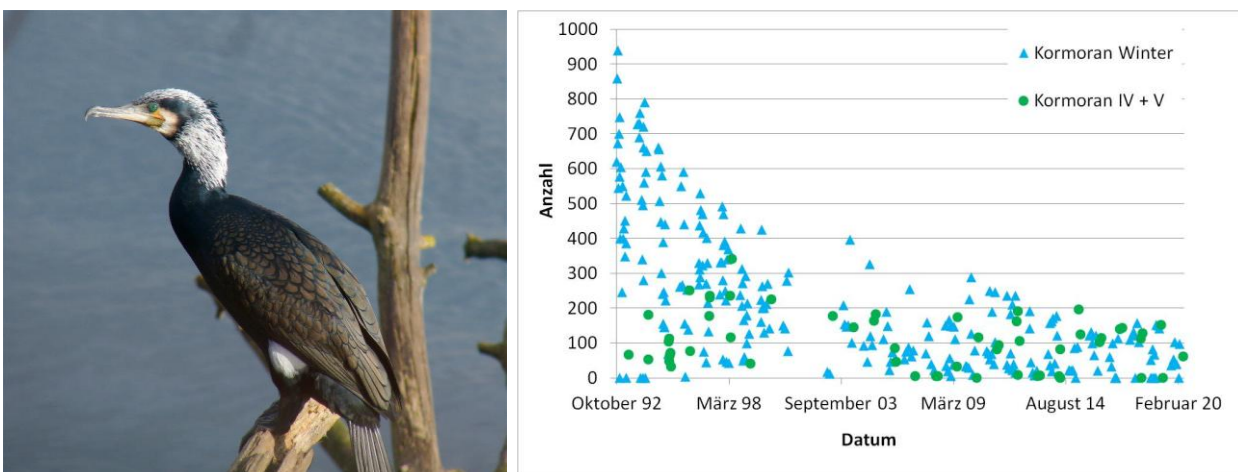


Abb. 6/18: Kormoran *Phalacrocorax carbo* (links) und Bestandentwicklung des Kormorans auf dem Monbagger See (rechts). Angegeben sind die Zahlen für die Wintermonate und die Monate April und Mai (Empfohlener Erfassungszeitraum für brütende Kormorane (SÜDBECK et al. 2005)). Nicht alle im April bzw. Mai beobachteten Kormorane sind Brutvögel. Auch Schlafplatzzählungen sind einbezogen. Die Zahlen spiegeln aber in etwa die Entwicklung der Brutkolonie wieder. Foto: 11.02.2020, Uni-See, Düsseldorf, J. Busch.

Rolle. Kormorane konzentrieren sich dann auf nicht zugefrorene Fließgewässer wie den Rhein (RHEINWALD & SCHMITZ 2007). Die winterlichen Maxima schwanken von Jahr zu Jahr und zeigen für den Monbagesee eine signifikant abnehmende Tendenz innerhalb des Beobachtungszeitraumes (Abb. 6/18), während die Zahlen für den Klingenbergsee keinen Trend erkennen lassen. Die Zahlen der zurückliegenden Winter bestätigen diese Entwicklungen. Die Kormoranzahlen für den Klingenbergsee bleiben auf einem Niveau wie in den letzten 22 Jahren. Die Winterbestände auf dem Monbagesee zeigen in den letzten Wintern wieder etwas höhere Zahlen, wenn auch die Werte der 1990er Jahre nicht erreicht werden und die Entwicklung über den gesamten Beobachtungszeitraum signifikant abnimmt.

Trotz der auf dem Monbagesee stark abnehmenden Kormoranbestände insgesamt, ist dort eine zunehmende Brutaktivität seit 1994 zu beobachten. Der Brutbestand schwankt seit Beginn der 2000er Jahre bis 2013 um ca. 100 Paare (PUTZER et al. 2003, PIEREN mündl. Mittlg. 2010, 2013). Baumfällungen am Nordufer des Monbagesees zeigten keine Auswirkungen auf die Zahlen der Kormoranbrutpaare (mündl. Mitteilung PIEREN 2018). Trotz zunehmender ganzjähriger Anwesenheit der Kormorane verringerte sich die Anwesenheit der Wintergäste deutlich. Zudem entstanden in den letzten Jahren weitere Schlafplatzkolonien bei Düsseldorf, Duisburg und Leverkusen, wie die langjährigen landweiten Erhebungen des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten DDA und der NWO zeigten. Die Einflüsse dieser Verlagerung auf den Schlaf- und Überwinterungsplatz Monbagesee wäre separat zu untersuchen.

Europa- und deutschlandweit sind die Rastbestände des Kormorans seit den 1990er Jahren in Folge von Schutzmaßnahmen und einem gestiegenen Nahrungsangebot (BAUER et al. 2005) deutlich angestiegen (WAHL et al. 2003b, SUDFELDT et al. 2008, DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2010). Dies gilt ebenso für die Winterbestände im nördlichen Rheinland (WINK et al. 2005, SUDFELDT et al. 2009, VAN ROOMEN et al. 2020) und ganz NRW (SUDMANN et al. 2016). Mittlerweile sind die Bestände im Westen stabil (WAHL et al. 2011, HÜPPOP et al. 2013). In Süddeutschland gehen die Bestände allerdings schon seit den 1990er Jahren wieder leicht zurück. Offenbar sind dort die Lebensraumkapazitäten mittlerweile erreicht (SUDFELDT et al. 2008). Die ostmitteleuropäischen Kormorane der Unterart *sinensis* ziehen nach SSW bis SO, die westmitteleuropäischen Tiere ziehen nach S bis SW (VON BLOTZHEIM 2001, BAUER et al. 2005). Es handelt sich überwiegend um Kurzstreckenzieher und Teilzieher, z. T. um Winterflieher (BAUER & BERTHOLD 1996, WAHL et al. 2004). Im Winter kommen zu den hiergebliebenen Kormoranen vor allem Vögel aus dem Baltikum dazu (BAIRLEIN et al. 2014). Allerdings setzen sich die Überwinterungsbestände in Europa aus Brutvögeln aus den unterschiedlichsten europäischen Brutgebieten zusammen und unterliegen daher auch den unterschiedlichsten regionalen Einflüssen der verschiedenen Ursprungsregionen (FREDERIKSEN et al. 2018). Angesichts der regionalen und überregionalen Entwicklung scheint die rückläufige Entwicklung der Kormoranwinterbestände im Untersuchungsgebiet durch lokale Umstände bedingt.

Wahrscheinlich ist, ähnlich wie im Süddeutschen, die Lebensraumkapazität erreicht. Weitere mögliche Ursachen für die Abnahme der Zahlen könnten Vergrämuungs- oder Bejagungsmaßnahmen in der Region sein. Eventuell verteilen sich die regionalen Kormoranbestände auch auf zahlreichere, kleinere Schlaf- und Rastplätze, wie dies in Frankreich beobachtet wurde (MARION & BERGEROT 2018). Da die bisherige Entwicklung vor allem auf nicht-klimatische Bedingungen zurückzuführen ist, wird die weitere Bestandsentwicklung im Untersuchungsgebiet wohl auch wenig von der klimatischen Entwicklung abhängig sein. Allerdings gibt es Beobachtungen, dass Kormorane vermehrt in der Nähe ihres Brutgebietes überwintern (FIEDLER 2008). Daher ist es wahrscheinlich, dass durch Zunahme der Brutpopulation am Niederrhein und durch mildere Winter bedingte günstigere Überwinterungsbedingungen in NRW höhere Rastbestände

de zulassen (BEHRENS et al. 2009). Dies wird aber weniger als früher durch den Zuzug nordöstlicher Vögel bedingt sein, da diese vermehrt in der südlichen Ostsee (SKOV et al. 2011) und in Südschweden (NILSSON 2014, NILSSON & OLSSON 2017, NILSSON 2020, NILSSON & HERMANSSON 2021) überwintern. In den Jahren 1997/98 bis 2008/09 stiegen die Winterbestände der Unterart *sinensis* des Kormorans in Deutschland leicht an, nachdem sie seit Mitte der 1980er Jahre stark zugenommen hatten (SUDFELDT et al. 2013, GERLACH et al. 2019). Auch in anderen europäischen Ländern, wie der Schweiz oder Frankreich, haben sich die Winterbestände des Kormorans in den letzten 25 Jahren stabilisiert (STREBEL 2017, MARION & BERGEROT 2018). Letztere weisen allerdings drauf hin, dass neben rein klimatischen Gründen auch eine zunehmende Konkurrenz in den bevorzugten Brut- und Überwinterungsgebieten dazu führt, dass vermehrt auch suboptimale Brut- und Überwinterungsgebiete genutzt werden, was eine weitere Ursache für die beobachtete nordöstliche Ausdehnung der Brut- und Winterbestände dieser und anderer Arten sein könnte.

Graureiher *Ardea cinerea*: Während am Klingenberger See, wo die Art in 2021 auch gebrütet hat, das jährliche signifikante Maximum der Graureiher (Abb. 6/19) im Sommerhalbjahr mit dem Schwerpunkt im Juli und August liegt, zeigen die Graureiherbeobachtungen am Monbagsee keine signifikanten jahreszeitlichen Unterschiede. Hier liegt das Maximum im September. Ein signifikanter Einfluss der Wintertemperaturen ist nicht zu erkennen. Die Graureiherzahlen am Monbagsee zeigten in den ersten 15 Jahren des Beobachtungszeitraumes einen signifikanten Rückgang. In den letzten Jahren stieg die Zahl der beobachteten Graureiher am Monbagsee wieder an, so dass die Graureiherbestände dort, wie auf dem Klingenberger See auch, über den gesamten Beobachtungszeitraum betrachtet, keine signifikanten Änderungen aufweisen.

Im nördlichen Rheinland zeigen sich keine Änderungen der Winterzahlen (WINK et al. 2005), ebenso wenig wie in ganz NRW (SUDMANN et al. 2016). Deutschlandweit zeigt sich ein durch zunehmend milde Winter bedingter Anstieg der Winterbestände (SUDFELDT et al. 2008). In den Jahren 1997/98 bis 2008/09 fluktuierten die Winterbestände des Graureihers in Deutschland (SUDFELDT et al. 2013) bzw. stiegen leicht an (HÜPPOP et al. 2013). Seit dem sinken die Winterzahlen wieder (GERLACH et al. 2019). Ähnliche



Abb. 6/19: Die Bestände des Graureihers *Ardea cinerea* im Untersuchungsgebiet werden vor allem durch lokale Faktoren beeinflusst. Foto: 03.04.2018 Bopfingen, Baden-Württemberg, J. Busch.

Anstiege zu Beginn der 2000er Jahre wurden in Westeuropa beobachtet (CROWE & HOLT 2013, BURKE et al. 2019). In Großbritannien sinken die Winterbestände aber mittlerweile wieder (FROST et al. 2019b). In Südschweden stiegen die Zahlen der überwinternden Graureiher leicht an (NILSSON 2014, NILSSON & OLSSON 2017, NILSSON 2020, NILSSON & HERMANSSON 2021). Der Graureiher ist Stand- und Strich-, meist aber Zugvogel (VON BLOTZHEIM 2001), dessen Zugneigung in Mitteleuropa von SW nach NO hin zunimmt (BAUER & BERTHOLD 1996). In harten Wintern erfolgen Ausweichbewegungen (BAUER et al. 2005) bzw. es kommt zu Verlusten (RHEINWALD & SCHMITZ 2007). Die Winterbestände im nordwestdeutschen Tiefland bestehen vor allem aus einheimi-

schen Vögeln und aus Graureihern aus dem südlichen Baltikum (BAIRLEIN et al. 2014). Da beim Graureiher bislang keine klimatisch bedingten Veränderungen des Überwinterungsverhaltens beobachtet worden sind (WAHL et al. 2003b, FIEDLER 2008), wird dies auch in näherer Zukunft nicht zu erwarten sein. Allerdings hat sich in Teilen Europas die durchschnittliche Zugdistanz verkürzt (MANIKOWSKA-ŚLEPOWROŃSKA et al. 2021). Die im Gegensatz zum überregionalen Trend (VAN ROOMEN et al. 2020) zu beobachtende Abnahme der Graureiherzahlen am Monbagesee ging wohl auf lokale Faktoren, wie z. B. höhere Wasserstände zurück, denn im Gegensatz zum Klingenbergsee sind hier nur wenig flache Uferzonen erreichbar. Die lokalen Brutplätze bei Monheim und Düsseldorf-Urdenbach wiesen in den letzten Jahren vermutlich wegen einiger Kältewinter geringere Brutpaarzahlen auf. Der Anstieg der beobachteten Graureiher am Monbagesee in der jüngeren Vergangenheit, ist wohl auf den Anstieg der Brutpaare in der näheren Umgebung in den letzten Jahren zurückzuführen (PIEREN, mündl. Mitteilung 2018 und eigene Beobachtungen).

Silberreiher *Ardea alba*: Da der Silberreiher in den letzten Jahren vermehrt an beiden Untersuchungs-gewässern beobachtet wurde, wird er nun ausführlicher besprochen. Wie in ganz NRW (PENNEKAMP et al. 2013, SUDMANN et al. 2016) nehmen die Beobachtungen der Art am Monbagesee und vor allem auf dem Klingenbergsee seit ca. 15 Jahren deutlich zu (Abb. 6/20). Dies gilt auch für andere Städte und Gemeinden der Region, wo die Art mitunter schon im Siedlungsbereich in Grünanlagen auftaucht (eigene Beobachtungen). Auch deutschlandweit ist dieser Trend seit mehreren Jahrzehnten zu beobachten (GERLACH et al. 2019). War die Art früher ein seltener Gast, ist sie seit 2001 in NRW keine meldepflichtige Art mehr, und die Einzelbeobachtungen werden nicht mehr registriert (AVIFAUNISTISCHE KOMMISSION NORDRHEIN-WESTFALEN 2017). Die beobachteten Silberreiher kommen dabei sowohl aus Südwest- als auch aus Südosteuropa (BAIRLEIN et al. 2014, eigene Beobachtung). In den benachbarten Niederlanden ist die Art seit den 1990er Jahren Brutvogel (SOVON 2018). Es wird erwartet, dass die Art ihr Brutgebiet nach Mitteleuropa hin ausweitet und sich die Winterbestände weiter erhöhen (WŁODARCZYK et al. 2020), so dass davon auszugehen ist, dass die Art in Zukunft noch häufiger im Untersuchungsgebiet zu beobachten sein wird als bisher.

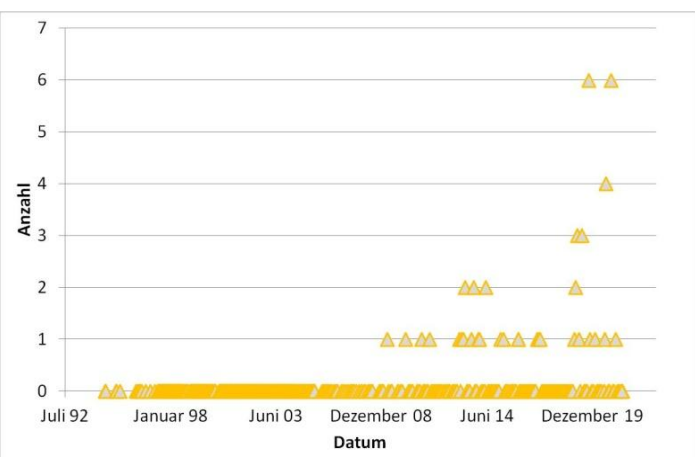


Abb. 6/20: Silberreiher *Ardea alba* (links), als Pullus in Ungarn farbberingt, und die Bestandsentwicklung des Silberreiher am Klingenbergsee (rechts). Die in Mitteleuropa beobachteten Silberreiher stammen sowohl aus Südwest- als auch aus Südosteuropa. Foto: 28.08.2013, Kirchheim am Ries, Ostalbkreis, Baden-Württemberg, J. Busch.

Blässralle *Fulica atra*: Die Bestände der Blässralle (Abb. 6/21) zeigen auf beiden Seen eine vergleichbare Dynamik. Die Bestände erreichen im Jahresgang im Winterhalbjahr ihr signifikantes Maximum in den Monaten Oktober bis Januar. In Kältewintern nimmt die Zahl der beobachteten Tiere signifikant ab. Hier spielt die vom Rand her zunehmende Vereisung des Sees die entscheidende Rolle. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes stiegen die Zahlen bis zur Mitte des ersten Jahrzehnts des 21. Jahrhunderts signifikant an und gingen dann wieder zurück. Seitdem bleiben die Bestandszahlen der Blässralle mehr oder weniger auf diesem Niveau. Auch in den Wintern der letzten Jahre zeigten sich keine signifikanten Änderungen dieses Trends.

Im nördlichen Rheinland und in Düsseldorf sind die Bestände der Blässralle zwischen den 1980er Jahren und der Periode von 1990-2000 leicht angestiegen (LEISTEN 2002, WINK et al. 2005) und stabilisierten sich seitdem (VAN ROOMEN et al. 2020), ebenso in NRW (SUDMANN et al. 2016). Bundesweit sind die Zahlen leicht sinkend bis stabil (WAHL et al. 2003b, SUDFELDT et al. 2008, DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN 2010, WAHL et al. 2011, GERLACH et al. 2019). Blässralen sind Stand-, Strich- und Zugvögel, teils ausgesprochene Winterflüchter. Das Überwinterungsgebiet reicht von Süd- (ausnahmsweise Mittel-) Skandinavien und den Britischen Inseln über West- und Mitteleuropa nach Südeuropa und Nordafrika (BAUER & BERTHOLD 1996, VON BLOTZHEIM 2001, BAUER et al. 2005, BAIRLEIN et al. 2014). Die Art zeigt eine hohe Sterblichkeit in kalten Wintern (RHEINWALD & SCHMITZ 2007, WAHL et al. 2011). Ein klimatisch bedingter Anstieg der Rastbestände ist nicht zu erwarten (BEHRENS et al. 2009). Bei der Blässralle haben sich allerdings die Zugwege einiger östlicher Populationen verkürzt (FIEDLER 2008). Daher ist nicht auszuschließen, dass sich die Zahl der überwinternden Blässralen im Untersuchungsgebiet im Zuge gehäuft auftretender milder Winter im Rahmen der prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, KROPP et al. 2009) zukünftig verringert, da der Zuzug ost- und ostmitteleuropäischer Vögel abnehmen wird (BAIRLEIN et al. 2014, MARCHOWSKI et al. 2018). In den Jahren 1997/98 bis 2008/09 nahmen die Winterbestände der Blässralle in Deutschland stark ab (SUDFELDT et al. 2013). Ähnlich sah die Entwicklung in Irland (CROWE & HOLT 2013, BURKE et al. 2019) und Großbritannien (FROST et al. 2018, 2019a, b, 2020) aus, während die Winterbestände dieser Art im südlichen Baltikum in den letzten Jahren zunahm (SKOV et al. 2011, NILSSON & HERMANSSON 2021). Insgesamt fluktuieren die Winterbestände in

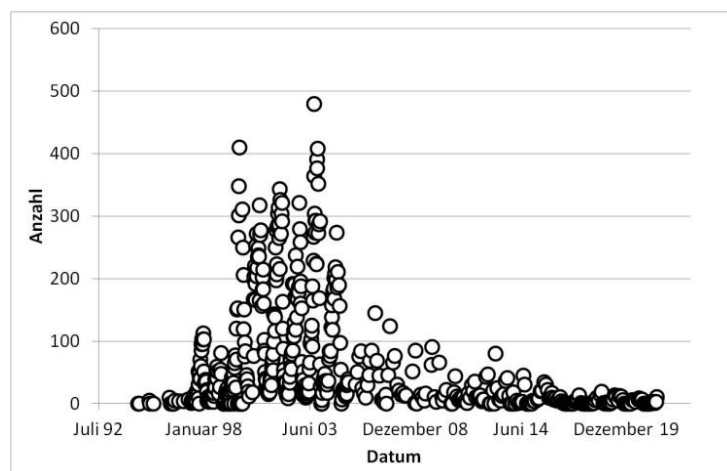


Abb. 6/21: Blässralle *Fulica atra* (links) und Bestandsentwicklung der Blässralle auf dem Klingenberg See. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes stiegen die Zahlen bis zur Mitte des ersten Jahrzehnts des 21. Jahrhunderts signifikant an und gingen dann wieder zurück. Seitdem sind die Winterbestände auf niedrigerem Niveau wieder stabil, wie es die Zahlen vom NSG Altgrabung Klingenberg zeigen. Foto: 03.05.2021, NSG Krickenbecker Seen, J. Busch.

Mitteleuropa und dem südlichen Baltikum in Abhängigkeit von den winterlichen Bedingungen (HÜPPOP et al. 2013, MARCHOWSKI et al. 2017, NILSSON & OLSSON 2017).

Kiebitz *Vanellus vanellus*: Die Bestände des Kiebitzes (Abb. 6/22) zeigen im Jahresgang ihr signifikantes Maximum in den Monaten August bis Februar, allerdings werden bei Tagesmitteltemperaturen unter dem Gefrierpunkt keine Kiebitze im Gebiet beobachtet. Wie viele Wasservögel (XUA & SI 2019) ziehen die Kiebitze bei Einsetzen von Dauerfrost nach Südwesten ab in die milderen Gebiete Frankreichs und Spaniens, kehren bei Tauwetter aber schnell wieder ins Gebiet zurück (RHEINWALD & SCHMITZ 2007). Ansonsten zeigt die Temperatur keinen signifikanten Einfluss auf die Bestände. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes gingen die Bestände nach 2003 signifikant zurück. Nach 2009 liegen nur noch unregelmäßige Beobachtungen von einzelnen Kiebitzen oder sehr kleinen Gruppen im Untersuchungsgebiet vor.

Im nördlichen Rheinland stiegen die Winterbestände des Kiebitzes zwischen den 1980er Jahren und der Periode von 1990-2000 bedingt durch mildere Winter zunächst leicht an (WINK et al. 2005), nahmen am unteren Niederrhein bis 2006 aber wieder deutlich ab (SUDFELDT et al. 2009, WAHL et al. 2011). Bundesweit zeigen die Winterbestände starke Schwankungen mit eher abnehmender Tendenz (SUDFELDT et al. 2008, GERLACH et al. 2019).

In Kältewintern verlassen die Kiebitze Mitteleuropa (BAUER et al. 2005). Der Kiebitz ist Zug-, teilweise Stand- und Strichvogel, der in der gemäßigten und subtropischen bis an den Nordrand der tropischen Zone überwintert (VON BLOTZHEIM 2001). Der Anteil der Zugvögel innerhalb des europäischen Artareals nimmt von ozeanischen zu kontinentalen Klimaten zu. Auch der östliche Teil der Norddeutschen Tiefebene sowie Mitteldeutschland gehören noch nicht zu den eigentlichen Wintergebieten, wenn auch mitunter ansehnliche Trupps in milden Wintern dort angetroffen werden (VON BLOTZHEIM 2001, BAUER et al. 2005). Das Zugverhalten ist stark von meteorologischen Faktoren bestimmt; der Wegzug hat vielfach den Charakter einer Kälteflucht (VON BLOTZHEIM 2001). Daher ist damit zu rechnen, dass die prognostizierten Klimaänderungen in Mitteleuropa (SPEKAT et al. 2007, BEHRENS et al. 2009, KROPP et al. 2009) mit ihren milderen Wintern eher günstigere Bedingungen für überwinternde Kiebitze schafft (BAIRLEIN et al. 2014). In Großbritannien hat sich die Winterverbreitung des Kiebitzes nach Osten verschoben. Dafür werden vor allem die milderen Winter verantwortlich gemacht (GILLINGS et al. 2006). Auch in Irland nahmen die Bestände der überwinternden Kiebitze in den letzten Jahrzehnten stark ab (BURKE et al. 2019), ebenso in

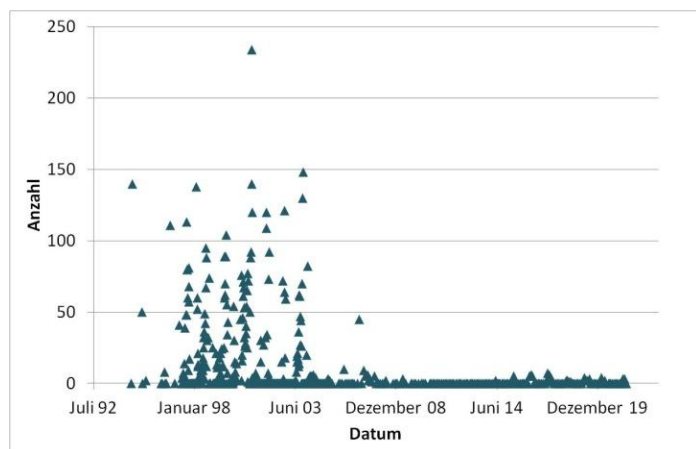


Abb. 6/22: Kiebitz *Vanellus vanellus* und Entwicklung des Kiebitzbestandes auf dem Klingenberger See. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes gehen die Bestände des Kiebitz seit 2003 signifikant zurück. Foto: 22.07.2019, NSG Vorbecken Buch, Ostalbkreis, J. Busch.

Großbritannien (FROST et al. 2018, 2019a, 2020, BURTON et al. 2020). Die abnehmenden Zahlen für das Untersuchungsgebiet spiegeln daher wohl eher die insgesamt abnehmenden Bestände der Art in Mitteleuropa wider (SUDFELDT et al. 2009), was sich auch auf die Rastbestände auswirkt, welche in den letzten 25 Jahren in Deutschland stark abgenommen haben (HÜPPOP et al. 2013), in NRW in den letzten 25 Jahren um 95% (SUDMANN et al. 2016)! Dies ist auch im Düsseldorfer Raum der Fall, wie Daten aus Meerbusch, Rheinkreis-Neuss (STEVENS 2015), Düsseldorf-Himmelgeist (LEISTEN 2017) und dem Kreis Mettmann (mündl. Mitteilung PIEREN 2018) zeigen. Diese Abnahme ist wohl in erster Linie auf negative Einflüsse in den Brutgebieten zurückzuführen (HÖTKER 2015). Die Einflüsse auf die Brutbestände wiederum hängen stark von der Art der lokalen Landnutzung ab (DÜTTMANN et al. 2018, MCCALLUM et al. 2018, SCHMIDT 2018). Dazu kommen lokale Wasserstandsschwankungen, bei denen die Kiesinseln überflutet und für Kiebitze als Rastplatz ungeeignet werden. Seit dem Monheimer Deichneubau mit der 20 m tiefen Kerndichtung verharret der Wasserstand des Monbagsees auf einem hohen Niveau. Die Vogelinsel in der Seemitte wird seitdem nahezu ganzjährig überflutet (zugleich einziger Kiebitzrastplatz am See, mündl. Mitteilung PIEREN 2010). In den letzten Jahren ist der Wasserstand zumindest am Klingenberger See wieder niedriger und die dortigen Kiesinseln sind ganzjährig sichtbar. Vor allem im Frühjahr werden hier wieder einzelne Kiebitze und kleine Trupps auf dem Durchzug beobachtet. Auf beiden Gewässern, ist das Vorkommen von rastenden Limikolen signifikant vom Wasserstand, d. h. vom Grundwasserpegel abhängig. Bei niedrigen Wasserständen nimmt die Ausdehnung der Flachwasserbereiche zu und die Untersuchungsgebiete werden für Limikolen als Rastplatz attraktiver.

Übersicht über die Entwicklung der Bestände der Wasservogelarten 1992-2020/21.

Eine Übersicht über die Entwicklung der Bestände aller in den Jahren 1992 bis 2020/21 auf dem Monbagsee und dem Klingenberger See beobachteten Arten, und inwieweit die Winter- und Sommerbestände dieser Arten in Mitteleuropa durch den prognostizierten Klimawandel beeinflusst werden, gibt Tab. 6/1 wieder. Aus der Tabelle wird deutlich, dass bei einer ganzen Reihe von Arten die Winterbestände prinzipiell von der prognostizierten Klimaänderung profitieren werden, während die Sommerbestände vieler

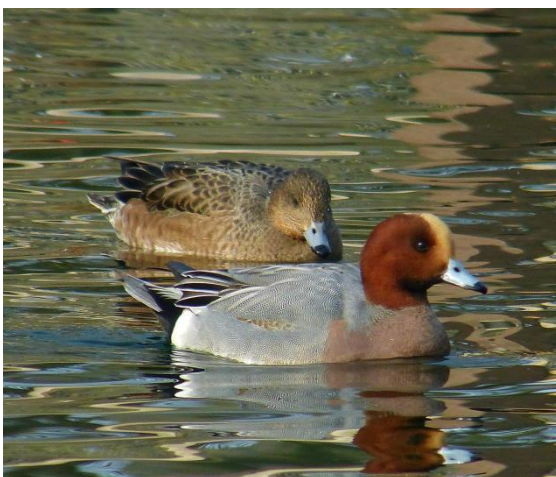


Abb. 6/23: Die Pfeifente *Mareca penelope* (Syn. *Anas penelope*) gehört zu den Entenarten, deren Rastbestände in NRW zugenommen haben, die aber in den Untersuchungsgebieten nur in geringer Individuenzahl auftauchen. Foto: 21.02.2018, Tannenbusch, Dormagen, J. Busch.

Arten in Zukunft aus klimatischen Gründen eher abnehmen werden. Bei einigen Arten unterscheiden sich die klimawandelbedingten Prognosen von den aktuellen Entwicklungen der letzten Jahre. Hier wird deutlich, dass es neben den klimatischen Veränderungen eine ganze Reihe von weiteren Faktoren gibt, welche die aktuellen Trends bei den unterschiedlichen Arten beeinflussen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die prognostizierten Klimaänderungen zu einer weiteren Veränderung der Vogelwelt von Monbagsee und Klingenberger See führen werden, eine Entwicklung, die sich bereits in den bislang vorliegenden Beobachtungen bei einigen der Arten widerspiegelt. Selbst die kälteren bzw. schneereicheren Winter der letzten Jahre führten, zumindest bislang, nicht zu einer signifikanten Umkehr



Abb. 6/24: Die Löffelente *Spatula clypeata* (Syn. *Anas clypeata*) gehört ebenfalls zu den Entenarten deren Rastbestände in NRW zugenommen haben, die aber in den Untersuchungsgebieten nur in geringer Individuenzahl auftauchen. Foto: 29.03.2018, Federsee, Baden-Württemberg, J. Busch.

dieser Entwicklung. Neben klimatischen Einflüssen wird dies aber auch das Ergebnis der Beeinflussung durch verschiedene lokale Faktoren, wie zum Beispiel Änderungen in den Wasserständen, Nutzungsänderungen, Sukzession oder eine Intensivierung der Jagd, wie z. B. am Klingenberger See in der jüngeren Vergangenheit, sein. Niedrigere Wasserstände der jüngeren Vergangenheit geben Schlickflächen frei, die von Limikolen, wie z. B. Waldwasserläufer (Abb. 6/2) und Bekassine, genutzt werden. Bereits jetzt gehören dabei früher regelmäßig beobachtete oder gar häufige Arten wie Höckerschwan, Stockente, Schellente, Gänse- und Zwergsäger zu den wahrscheinlichen Verlierern unter der einheimischen Vogelwelt. Andererseits profitieren Arten wie Schnatterente, die Neozoen Kanada- und Nilgans, sowie Eisvo-

gel und Silberreiher von dem sich wandelnden Klima mit den öfter auftretenden milden Wintern. Diese Arten zeigen ansteigende Brutpopulationen bzw. Winterbestände und werden in Zukunft wohl immer häufiger zu beobachten sein. Während der Eisvogel in den prognostizierten milderen Wintern geringere Verluste erleidet und unter anderem deswegen als Brutvogel zugenommen hat, gehört der Silberreiher zu den südost- und südwesteuropäischen Vogelarten, die im Rahmen des Klimawandels ihre Bestände vergrößern und Überwinterungsgebiete, Zugrouten und Brutgebiete nach Nordwesten und -osten ausdehnen bzw. verlagern.

Die Entwicklung der Wasservogelbestände in den beiden Untersuchungsgebieten hat sich im Laufe des Untersuchungszeitraums schon deutlich verändert. Und das auch, und zum Teil vor allem, aus klimatischen Gründen. Mit dem prognostizierten weiteren Verlauf des Klimawandels wird diese Entwicklung auch in Zukunft weitergehen und durch regionale Faktoren im Einzelfall zwar beeinflusst, aber wohl kaum grundsätzlich verändert werden.

Tab. 6/1: Bestandesentwicklung der von 1992 bis 2020/21 auf bzw. am Monbagsee und Klingenberger See beobachteten Vogelarten und der zukünftige klimatische Einfluss auf die Winter- und Sommerbestände in Mitteleuropa (die Entwicklung der Sommerbestände hat langfristig konsequenterweise auch Einfluss auf die Überwinterungszahlen). Ausführlich besprochene Arten in Fettdruck. – Abnahme der Bestände, + Zunahme der Bestände, ± keine deutliche Zu- od. Abnahme. Unterschiedliche Entwicklungen für Monbagsee und Klingenberger See durch / getrennt angegeben. - klimatisch bedingte Abnahme der Bestände wahrscheinlich, + klimatisch bedingte Zunahme der Bestände wahrscheinlich. *Quellen: BAUER et al. 2005, HUNTLEY et al. 2007, SUDFELDT et al. 2007, 2008, 2009, BEHRENS et al. 2009, WAHL et al. 2011, HÜPPOP et al. 2013, GRÜNEBERG et al. 2015, KELLER et al. 2020).

Ordnung	Art	Bestandesentwicklung in den Untersuchungsgebieten Monbagsee/Klingenberger See	Klimaeinfluss in Mitteleuropa ^a	
			Rast- bzw. Winterbestände	Brut- bzw. Sommerbestände
Entenvögel	Höckerschwan	/-	+	-/+
	Singschwan	/	+	+
	Trauerschwan	/		±

Ordnung	Art	Bestandsentwicklung in den Untersuchungsgebieten Monbaggersee/Klingenberger See	Klimaeinfluss in Mitteleuropa*	
			Rast- bzw. Winterbestände	Brut- bzw. Sommerbestände
	Kanadagans	+/+	+	
	Weißwangengans	/+	+	+
	Rothalsgans	/		
	Wald-Saatgans	/	-	
	Tundra-Saatgans	/+	+	
	Blässgans	/+	+	
	Graugans	+/+	+	-/+
	Grau- x Kanadagans	/+		
	Nilgans	+/+	+	+
	Rostgans	+/+	+	+
	Schnatterente	+/-	+	-/+
	Stockente	-/-	-	
	Stockenten-Hybrid	/+		
	Pfeifente	/	+	
	Spießente	/		
	Löffelente	/	+	-
	Knäckente	/	-	-
	Krickente	/	-	-
	Kolbenente	/	+	+
	Reiherente	+/+	+/-	-
	Tafelente⁹	-/-	-	-
	Moorente	-/		
	Bergente	/		
	Eisente	/	-	
	Eiderente	/	-	-
	Samtente	-/	-	
	Schellente	/-		-
	Gänsesäger	-/+		
	Mittelsäger	-/		-
	Zwergsäger	/-	+/-	
Lappentaucher	Haubentaucher	-/-	+	
	Rothalstaucher	/		
	Schwarzhalstaucher	/	+	
	Zwergtaucher	+/+		+
Seetaucher	Sterntaucher	/	-	
Kormoranvögel	Kormoran⁷	-/+	+	
	Krähenscharbe	/		+/-

Ordnung	Art	Bestandsentwicklung in den Untersuchungsgebieten Monbaggersee/Klingenberger See	Klimaeinfluss in Mitteleuropa ¹	
			Rast- bzw. Winterbestände	Brut- bzw. Sommerbestände
Reiher	Graureiher	+/+	+	+
	Silberreiher⁶	+/+	+	+
Storchenvögel	Weißstorch	/		-
Kranichvögel	Kranich	/	+	-
	Blässralle	/-	±	
	Teichralle	/-		+
	Wasserralle	/+		-
Wat-, Alken- u. Möwenvögel	Austernfischer	+/-		-
	Bekassinen	/	-	-
	Waldschnepfe	/	+	-
	Bruchwasserläufer	/		
	Waldwasserläufer	/+		-
	Rotschenkel	/	-/±	-/±
	Grünschenkel	/		
	Flussuferläufer ³	+/-		-/±
	Flussregenpfeifer ⁴	/-		
	Kiebitz⁵	-/-	-	-
	Uferschnepfe	/	-	-
	Lachmöwe ⁶	/-	-	-
	Sturmmöwe	/+	+	-
	Mantelmöwe ⁴	/	±	+
	Heringsmöwe	+/+	±	
	Silbermöwe ⁴	+/-	+/-	-
	Mittelmeermöwe ⁸	+/+	+	+
	Steppenmöwe	/-	+	
	Flusseeeschwalbe	+/-	-/±	±
	Trauerseeschwalbe	/	-	-
Rackenvögel	Eisvogel	+/+	+	+
Sperlingsvögel	Uferschwalbe ⁷	-/	±	-

³ Letzte Brut in NRW am Monbaggersee 1985! ² Abnahme im Untersuchungsgebiet durch zuwachsende Kiesinseln.

³ Vorkommen des Kiebitzes werden in den Untersuchungsgebieten durch Überflutungen der Kiesinseln bei hohem Wasserstand beeinflusst.

⁴ Keine differenzierte Kartierung der Möwen in den ersten Jahren des Untersuchungszeitraumes.

⁵ Keine Steilwände mehr vorhanden.

⁶ Die weiter zunehmenden Beobachtungen von Silberreiher am Klingenberger See und die zunehmende Zahl von Beobachtungen im Raum Düsseldorf/Monheim spiegeln die Entwicklung im Bereich des Niederrheins wieder.

⁷ Wahrscheinlicher zunehmende Verteilung in der Region, Störungen und Abschluss sowie Erreichen der Kapazitätsgrenze.

⁸ In den letzten Jahren regelmäßig, zum Teil erfolgreiche Brutversuche auf dem Klingenberger See.

⁹ Stark abnehmende Bestände, obwohl durch Klimaveränderungen eher begünstigt.

Literatur

- ADAMÍK, P. & PIETRUSZKOVÁ, J. (2008): Advances in spring but variable autumnal trends in timing of inland wader migration. *Acta Ornithologica* 43: 119-128.
- ADRIAENSEN, F., ULENAERS, P. & DHONDT, A. A. (1993): Ringing recoveries and the increase in numbers of european great crested grebes *Podiceps cristatus*. *Ardea* 81: 59-70.
- AMBROSINI, R., ROMANO, A. & SAINO, N. (2019): Changes in migration, carry-over effects, and migratory connectivity. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK: 93-107.
- AMÉLINEAU, .F., FORT, J., MATHEWSON, P. D., SPEIRS, D. C., COURBIN, N., PERRET, S., PORTER, W. P., WILSON, R. J. & GRÉMILLET, D. (2018): Energyscapes and prey fields shape a North Atlantic seabird wintering hotspot under climate change. *R. Soc. open sci.* 5: 171883.
<http://dx.doi.org/10.1098/rsos.171883>.
- ANDRYUSHCHENKO, YU. O., GAVRILENKO, V. S., KOSTIUSHYN, V. A., KUCHERENKO, V. N., MEZINOV, A. S., PETROVICH, Z. O., REDINOV, K. A., RUSEV, I. T. & YAKOVLEV, M. V (2019): Current Status of Anserinae Wintering in Azov-Black Sea Region of Ukraine. *Vestnik Zoologii*: 53(4):297-312.
- 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 04.12.2013.
- AUGUSTYNCZIKA, A. L. D., ASBECK, T., BASILE, M., BAUHUS, J., STORCH, I., MIKUSIŃSKI, G., YOUSEFPOUR, R. & HANEWINKEL, M. (2019): Diversification of forest management regimes secures tree microhabitats and bird abundance under climate change. *Science of The Total Environment* 650 (2): 2717-2730.
- AVIFAUNISTISCHE KOMMISSION NORDRHEIN-WESTFALEN (2017): *Seltene Vögel in Nordrhein-Westfalen*. LWL-Museum für Naturkunde, Münster, 420 S.
- AVILOVA, K. V. (2018): Structure and Long-Term Fluctuations in the Wintering Mallard (*Anas platyrhynchos*, Anseriformes, Anatidae) Population in the City of Moscow. *Biology Bulletin* 45 (9); 945 – 955.
- AVILOVA, K. V. (2019): The Structure and Numbers Dynamics of the Urban Goldeneye (*Bucephala clangula*, Anseriformes, Anatidae) Population in Moscow. *Biol Bull Russ Acad Sci* 46: 1084 – 1096.
<https://doi.org/10.1134/S1062359019090036>
- BACON, L., MADSEN, J., JENSEN, G. H., DE VRIES, L., FOLLESTAD, A., KOFFIJBERG, K., KRUCKENBERG, H., LOONEN, M., MÅNSSON, J., NILSSON, L., VOSLAMBER, B. & GUILLEMAIN, M. (2019): Spatio-temporal distribution of greylag goose *Anser anser* resightings on the north-west/south-west European flyway: guidance for the delineation of transboundary management units. *Wildlife Biology* 2019(1): 1-10.
- BAIRLEIN, F., DIERSCHKE, J., DIERSCHKE, V., SALEWSKI, V., GEITER, O., HÜPPOP, K., KÖPPEN, U. UND FIEDLER, W. (2014): *Atlas des Vogelzugs – Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel*. AULA, Wiebelsheim.

- 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.
- 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.
- BATTISTI, E., URACH, K., HODŽIĆ, A. et al. (2020): Zoonotic Pathogens in Ticks from Migratory Birds, Italy. *Emerging Infectious Diseases* 26(12): 2986-2988. DOI: 10.3201/eid2612.181686.
- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): *Die Brutvögel Mitteleuropas: Bestand und Gefährdung*. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- BAUER, H.-G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (2005): *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas*. AULA, Wiebelsheim.
- 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.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (ED.) (2016): *Ergebnisse der Wasservogelzählung 2014/15 in Bayern*. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg, 92 S.
- BEHRENS, M., FARTMANN, F. & HÖLZEL, N., EDs., (2009): *Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Biologische Vielfalt: Pilotstudie zu den voraussichtlichen Auswirkungen des Klimawandels auf ausgewählte Tier- und Pflanzenarten in Nordrhein-Westfalen*. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV NRW).
- 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. (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.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/klimawandel/studie_iloek/Klimawandel_Biologische_Vielfalt_3_Internet.pdf
- BERESFORD, A.E., SANDERSON, F.J., DONALD, P.F., BURFIELD, I.J., BUTLER, A., VICKERY, J.A. & BUCHANAN, G.M. (2019): Phenology and climate change in Africa and the decline of Afro-Palaeartic migratory bird populations. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 5(1): 55-69. <https://doi.org/10.1002/rse2.89>.

- 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.
- BOBACK, A. W. (1995): Unsere Wildenten. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- BOERSCH-SUPAN, P. H., TRASK, A. E., & BAILLIE, S. R. (2019): Robustness of simple avian population trend models for semi-structured citizen science data is species-dependent. *Biological Conservation* 240, 108286.
- BÓKONY, V., BARTA, Z. & VÉGVÁRI, Z. (2019): Changing Migratory Behaviors and Climatic Responsiveness in Birds. *Front. Ecol. Evol.* 7: 89. doi: 10.3389/fevo.2019.00089.
- BOSCHERT, M., HEITZ, A., HEITZ, S., LAUFER, H., MÜNCH, C., RUF, J., RADEMACHER, M., SAUMER, F., SCHNEIDER, F., UHL, A., WESTERMANN, K., WESTERMANN, S., ZIMMERMANN, H. (1996): Die Körbchenmuscheln *Corbicula fluminea* und *Corbicula fluviatilis* am südlichen Oberrhein – Dokumentation der Neufunde. *Naturschutz südl. Oberrhein* 1: 211-225.
- 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.
- BOTH, C., UBELS, R. & RAVUSSIN, P.-A. (2019): Life-history innovation to climate change: can single-brooded migrant birds become multiple breeders? *Journal of Avian Biology* 2019 e01951doi: 10.1111/jav.01951.
- 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.
- BOZÓ, L. & CSÖRGÖ, T. (2020): Changes in spring arrival dates of Central European bird species over the past 100 years. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 66(3): 283-298.
- 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.

- BROTONS, L., HERRANDO, S., JIGUET, F. & LEHIKONEN, A. (2019): Bird communities and climate change. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 93-107.
- BUCZEK, A.M., BUCZEK, W., BUCZEK, A. & BARTOSIK, K. (2020): The Potential Role of Migratory Birds in the Rapid Spread of Ticks and Tick-Borne Pathogens in the Changing Climatic and Environmental Conditions in Europe. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17(6): 2117.
- BURKE, B., LEWIS, L. J., FITZGERALD, N., FROST, T., AUSTIN, G. & TIERNEY, T. D. (2019): Estimates of waterbird numbers wintering in Ireland, 2011/12 – 2015/16. *Irish Birds* 11: 1-12.
- BURTON, J. F. (1995): *Birds and Climate Change*. Christopher Helm, London. 376 S.
- BURTON, N. H. K., AUSTIN, G. E., FROST, T. M. & PEARCE-HIGGINS, J. W. (2020): Impacts of climate change on UK's coastal and marine waterbirds. *MCCIP Science Review 2020*, 400-420. doi: 10.14465/2020.arc18.wbi.
- CADY, S. M., O'CONNELL, T. J., LOSS, S. R., JAFFE, N. E. & DAVIS, C. A. (2019): Species-specific and temporal scale-dependent responses of birds to drought. *Global Change Biology* 25 (8): 2691-2702.
- 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.
- CLAIRBAUX, M., FORT, J., MATHEWSON, P., PORTER, W., STRØM, H. & GRÉMILLET, D. (2019): Climate change could overturn bird migration: Transarctic flights and high-latitude residency in a sea ice free Arctic. *Sci Rep* 9, 17767 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-54228-5>.
- CLAUSEN, K. K., MADSEN, J., COTTAAR, F., KUIJKEN, E. & VERSCHEURE, C. (2018a): Highly dynamic wintering strategies in migratory geese: Coping with environmental change. *Glob Change Biol.* 2018; 1-11, DOI: 10.1111/gcb.14061.
- CLAUSEN, K. K., MADSEN, J., NOLET, B. A. & HAUGAARD, L. (2018b): Maize stubble as foraging habitat for wintering geese and swans in northern Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 259: 72-76. ISSN 0167-8809, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.002>.
- 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.
- 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.
- CROWE, O. & HOLT, C. (2013): Estimates of waterbird numbers wintering in Ireland, 2006/07-2010/11. *Irish Birds* 9: 545-552.

- DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN (2010): Bestandsentwicklung, Verbreitung und jahreszeitliches Auftreten von Brut- und Rastvögeln in Deutschland. Dachverband Deutscher Avifaunisten, www.dda-web.de/vid, aufgerufen am 07.12.2010.
- 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.
- 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.
- DALE, S. (2020): Breeding population increase and range expansion of the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* in southeastern Norway. *Ornis Norvegica* 43: 4-16.
- 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.
- DE ZOETEN, T. & PULIDO, F. (2020): How migratory populations become resident. *Proceedings of the Royal Society B.* 28720193011 <http://doi.org/10.1098/rspb.2019.3011>.
- DEL MAR DELGADO, M., BETTEGA, C., MARTENS, J. & PÄCKERT, M. (2019): Ecotypic changes of alpine birds to climate change. *Scientific Reports* 9:16082. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52483-0>.
- DUBOS, N., DEHORTER, O., HENRY, P.-Y. & LE VIOL, I. (2019): Thermal constraints on bodysize depend on the population position within the species. *Global Ecology and Biogeography* 28 (2): 96-106.
- DÜTTMANN, H., GRANDE, C., & DÜTTMANN, J. (2018): Flash in the pan: how grassland renewal affects reproduction of Northern Lapwings *Vanellus vanellus*. *Bird Study* 65(4): 516-524.
- DUFOUR, P., DE FRANCESCHI, C., DONIOL-VALCROZE, P., JIGUET, F., GUÉGUEN, M., RENAUD, J., ... & CROCHET, P. A. (2021): A new westward migration route in an Asian passerine bird. *Current Biology* 31: 1-7
- DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (2019): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK. 277 S.
- 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.
- EATON, M.A., CUTHBERT, R., DUNN, E., GRICE, P.V., HALL, C., HAYHOW, D.B., HEARN, R.D., HOLT, C.A., KNIPE, A., MARCHANT, J.H., MAVOR, R., MORAN, N.J., MUKHIDA, F., MUSGROVE, A.J., NOBLE, D.G., OPPEL, S., RISELY, K., STROUD, D.A., TOMS, M. & WOTTON, S. (2012): *The state of the UK's birds 2012*. RSPB, BTO, WWT, CCW, NE, NIEA, SNH and JNCC. Sandy, Bedfordshire.

- 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): Arealdynamik von Vögeln im globalen Wandel. *Vogelwarte* 54: 27-44.
- 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.
- ESTRADA-PEÑA, A., D'AMICO, G. & FERNÁNDEZ-RUIZ, N. (2020): Modelling the potential spread of *Hyalomma marginatum* ticks in Europe by migratory birds. *International Journal for Parasitology*. <https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2020.08.004>.
- ESSL, F. & RABITSCH, W., Eds. (2013): Biodiversität und Klimawandel. Springer Spektrum, 458 S.
- EYRES, A. (2019) :Ecology and evolution of climatic niches in birds. PhD thesis, Johann Wolfgang Goethe University in Frankfurt am Main, 136 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.
- FERNÁNDEZ-RUIZ, N. & ESTRADA-PEÑA, A. (2020): Could climate trends disrupt the contact rates between *Ixodes ricinus* (Acari, Ixodidae) and the reservoirs of *Borrelia burgdorferi* s.l.? *PLoS ONE* 15(5): e0233771. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0233771>.
- FIEDLER, W. (2008): Zugstrecken ändern sich. *Der Falke* 55: 305-309.
- 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.
- FINLAYSON, C. M., CAPON, S. J., RISSIK, D., PITTOCK, J., FISK, G., DAVIDSON, N. C., BODMIN, K. A., PAPAS, P., ROBERTSON, H. A., SCHALLENBERG, M., SAINTILAN, N., EDYVANE, K., & BINO, G. (2017): Policy considerations for managing wetlands under a changing climate. *Marine and Freshwater Research* 68(10): 1803-1815. <https://doi.org/10.1071/MF16244>
- 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.
- FOLLIOT, B., GUILLEMAIN, M., CHAMPAGNON, J., & CAIZERGUES, A. (2018): Patterns of spatial distribution and migration phenology of common pochards *Aythya ferina* in the Western Palearctic: a ring-recoveries analysis. *Wildlife Biology, Nordic Council for Wildlife Research* 2018 (1): pp.wlb.00427. hal-01944462.
- 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.
- 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.

- FOX, A. D., CAIZERGUES, A., BANIK, M. V., DEVOS, K., DVORAK, M., ELLERMAA, M., FOLLIOT, B., GREEN, A. J., GRÜNEBERG, C., GUILLEMAIN, M., HÅLAND, A., HORNMAN, M., KELLER, V., KOSHELEV, A. I., KOSTIUSHYN, V. A., KOZULIN, A., ŁAWICKI, Ł., LUIGUIJÕE, L., MÜLLER, C., MUSIL, P., MUSILOVÁ, Z., NILSSON, L., MISCHENKO, A., PÖYSÄ, H., ŠČIBAN, M., SJENIČIĆ, J., STĪPNIECE, A., ŠVAŽAS, S. & WAHL, J. (2016): Recent changes in the abundance of Common Pochard *Aythya ferina* breeding in Europe. *Wildfowl* 66: 22-40.
- FRANKE, S., BRANDL, R., HEIBL, C., MATTIVI, A., MÜLLER, J., PINKERT, S. & THORN, S. (2020): Predicting regional hotspots of phylogenetic diversity across multiple species groups. *Diversity and Distributions* 26: 1305-1314.
- FREDERIKSEN, M., KORNER-NIEVERGELT, F., MARION, L. & BREGNBALLE, T. (2018): Where do wintering cormorants come from? Long-term changes in the geographical origin of a migratory bird on a continental scale. *Journal of Applied Ecology* 55(4): 2019-2032.
- 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.
- FROST, T. M., AUSTIN, G. E., CALBRADE, N. A., MELLAN, H. J., HEARN, R. D., STROUD, D. A., WOTTON, S. R. & BALMER, D. E. (2018): Waterbirds in the UK 2016/17: The Wetland Bird Survey. BTO, RSPB and JNCC, in association with WWT. British Trust for Ornithology, Thetford, 40 S.
- FROST, T. M., AUSTIN, G. E., CALBRADE, N. A., MELLAN, H. J., HEARN, R. D., ROBINSON, R. D., STROUD, D. A., WOTTON, S. R. & BALMER, D. E. (2019a): Waterbirds in the UK 2017/18: The Wetland Bird Survey. BTO, RSPB and JNCC, in association with WWT. British Trust for Ornithology, Thetford. 40 S.
- FROST, T., AUSTIN, G. E., HEARN, R. D., MCAVOY, S., ROBINSON, A., STROUD, D. A., WOODWARD, I. & WOTTON, S. R. (2019b): Population estimates of wintering waterbirds in Great Britain. *British Birds* 112: 130-145.
- FROST, T. M., CALBRADE, N. A., BIRTLES, G. A., MELLAN, H. J., HALL, C., ROBINSON, A. E., WOTTON, S. R., BALMER, D. E. & AUSTIN, G. E. (2020): Waterbirds in the UK 2018/19: The Wetland Bird Survey. BTO, RSPB and JNCC, in association with WWT. British Trust for Ornithology, Thetford. 40 S.
- FURNESS, E. N. & ROBINSON, R. A. (2019): Long-term declines in winter body mass of tits throughout Britain and Ireland correlate with climate change. *Ecology and Evolution* 9: 1202-1210.
- GAGET, E., GALEWSKI, T., JIGUET, F. & LE VIOL, I. (2018): Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. *Biological Conservation* 227: 205-212. 10.1016/j.biocon.2018.09.019. hal-01945528.
- GAGET, E., PAVÓN-JORDÁN, D., JOHNSTON, A., LEHIKONEN, A., HOCHACHKA, W. M., SANDERCOCK, B. K., SOULTAN, A., AZAFZAF, H., BENDJEDDA, N., BINO, T., BOŽIĆ, L., CLAUSEN, P., DAKKI, M., DEVOS, K., DOMSA, C., ENCARNAÇÃO, V., ERCIYAS-YAVUZ, K., FARAGÓ, S., FROST, T., GAUDARD, C., GOSZTONYI, L., HAAS, F., HORNMAN, M., LANGENDOEN, T., IERONYMIDOU, C., KOSTYUSHIN, V. A., LEWIS, L. J., LORENTSEN, S.-H., LUIGUIJÕE, L., MEISSNER, W., MIKUSKA, T., MOLINA, B., MUSILOVÁ, Z., NATYKANETS, V., PAQUET, J.-Y., PETKOV, N., PORTOLOU, D., RIDZOŇ, J., SAYOUD, S., ŠČIBAN, M., SNAUKSTA, L., STĪPNIECE, A., STREBEL, N., TEUFELBAUER, N., TOPIĆ, G., UZUNOVA, D., VIZI, A., WAHL, J., ZENATELLO, M. & BROMMER, J.

- E. (2020): Benefits of protected areas for nonbreeding waterbirds adjusting their distributions under climate warming. *Conservation Biology*. DOI: 10.1111/cobi.13648.
- GAGET, E., PAVÓN-JORDÁN, D., JOHNSTON, A., LEHIKONEN, A., HOCHACHKA, W., SANDERCOCK, B., SOULTAN, A., AZAFZAF, H., BENDJEDDA, N., BINO, T., BOŽIČ, L., CLAUSEN, P., DAKKI, M., DEVOS, K., DOMSA, C., ENCARNÇÃO, V., ERCIYAS-YAVUZ, K., FARAGÓ, S., FROST, T. & BROMMER, J. (2021): Non-breeding waterbirds benefit from protected areas when adjusting their distribution to climate warming. 10.1101/2021.04.26.441480.
- GAÜZÈRE, P. & DEVICTOR, V. (2015): Can protected areas mitigate climate change. Conference paper. https://www.researchgate.net/profile/Pierre_Gauzere/publication/280920621_Can_protected_areas_mitigate_climate_change_impact_on_communities/links/55cb297208aeca747d6a0d84.pdf. (aufgerufen am 08.12.2019).
- GERLACH, B., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T., BORKENHAGEN, K., BUSCH, M., HAUSWIRTH, M., HEINCKE, T., KAMP, J., KARTHÄUSER, J., KÖNIG, C., MARKONES, N., PRIOR, N., TRAUTMANN, S., WAHL, J. & SUDFELDT, C. (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster. 68 S.
- 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.
- GREEN, A. J., ALCORLO, P., PEETERS, E. THM. MORRIS, E. P., ESPINAR, J. L., BRAVO-UTRERA, M. A., BUSTAMANTE, J., DÍAZ-DELGADO, R., KOELMANS, A. A., MATEO, R., MOOIJ, W. M., RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, M., VAN NES, E. H. & SCHEFFER, M. (2017): Creating a safe operating space for wetlands in a changing climate. *Front Ecol Environ* 15(2): 99-107, doi:10.1002/fee.1459.
- GRÜNEBERG, C., BAUER, H.-G., HAUPT, H., HÜPPOP, O., RYSLAVY, T. & SÜDBECK, P. [NATIONALES GREMIUM ROTE LISTE VÖGEL] (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 5. Fassung, 30. November 2015. *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.
- 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.

- GUILLEMAIN, M., CHAMPAGNON, J., MASSEZ, G., PERNOLLET, C. A., GEORGE, T., MOMERENCY, A. & SIMON, G. (2015): Becoming more sedentary? Changes in recovery positions of Mallard *Anas platyrhynchos* ringed in the Camargue, France, over the last 50 years. *Wildfowl* 65: 51-63.
- 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.
- HAEST, B., HÜPPOP, O. & BAIRLEIN, F. (2020): Weather at the winter and stopover areas determines spring migration onset, progress, and advancements in Afro-Palearctic migrant birds. *Proceedings of the National Academy of Sciences* Jul 2020 117 (29): 17056-17062. DOI: 10.1073/pnas.1920448117
- HAGEMEIJER, E.J.M., & BLAIR, M.J. (Eds.) (1997): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. & AD Poyser, London.
- 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.
- HANZELKA, J., HORKÁ, P. & REIF, J. (2019): Spatial gradients in country-level population trends of European birds. *Diversity and Distribution* 25: 1527–1536.
- HEGEMANN, A. (2006): Welche Aussagen lassen sich anhand unregelmäßiger Wasservogelzählungen machen? *Charadrius* 42: 70-78.
- HELM, B., VAN DOREN, B. M., HOFFMANN, D., & HOFFMANN, U. (2019): Evolutionary Response to Climate Change in Migratory Pied flycatchers. *Current Biology* 29(21): 3714-3719.e4. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.08.072>.
- HESSEN, D. O., TOMBRE, I. M., VAN GEEST, G. & ALFSNES, K. (2017): Global change and ecosystem connectivity: How geese link fields of central Europe to eutrophication of Arctic freshwaters. *Ambio* 46: 40-47.
- HILPRECHT, A. (1995): Höckerschwan, Singschwan, Zwergschwan. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- HINTERKEUSER, M. (2013): Ist der Gänsesäger *Mergus merganser* ein Brutvogel im Siegtal? *Charadrius* 49 (3/4): 160-163.
- HÖTKER, H. (2015): Überlebensrate und Reproduktion von Wiesenvögeln in Mitteleuropa. *Vogelwarte* 53: 2015: 93-98.
- HOWARD, C., STEPHENS, P. A., PEARCE-HIGGINS, J. W., GREGORY, R. D., BUTCHART, S. H. M. & WILLIS, S. G. (2020): Disentangling the relative roles of climate and land cover change in driving the long-term population trends of European migratory birds. *Diversity and Distributions* 26: 1442-1455.
- HÜBNER, T., KÖNIG, H. & MICHELS, C. (2008): Klimawandel und Biodiversität. *Natur in NRW* 2/2008: 57-59.
- HÜPPOP, O., BAUER, H.-G., HAUPT, H., RYSLAVY, T., SÜDBECK, P. & WAHL, J. (2013): Rote Liste wandernder Vogelarten Deutschlands, 1. Fassung, 31. Dezember 2012. *Berichte zum Vogelschutz* 49/50: 23-83.
- HÜPPOP, O., HÜPPOP, K. (2013): Zugvögel und Klimawandel: Vom Lang- zum Mittelstreckenzieher? *Der Falke* 60 (Sonderheft): 58-61.

- HÜPPOP, K., HÜPPOP, O. & BAIRLEIN, F. (2008): Immer früher wieder zurück: Veränderung von Zugzeiten. *Der Falke* 55: 294-299.
- 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: S127-S138.
- 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.
- 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.
- JÖBGES, M. M., HERKENRATH, P., KOFFIJBERG, K. & SUDMANN, S. R. (2018):Schwerpunktheft zur Problematik der Vorkommen von Graugans *Anser anser*, Kanadagans *Branta canadensis* und Nilgans *Alopochen aegyptiaca* in Nordrhein-Westfalen. *Charadrius* 54 (4): 145-150.
- JOHANSSON, F., BRODIN, T., STRACEVICIUS, D. & FÜRSTENBERG-HÄGG, E. (2017): Shift in migration phenology of a wintering population of Dippers *Cinclus cinclus* in northern Sweden. *Ornis Svecica* 27: 57-63.
- 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.
- KAMP, J., FRANK, C., TRAUTMANN, S., BUSCH, M., DRÖSCHMEISTER, R., FLADE, M., GERLACH, B., KARTHÄUSER, J., KUNZ, F., MITSCHKE, A., SCHWARZ, J. & SUDFELDT, C. (2020): Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. *Journal of Ornithology*. <https://doi.org/10.1007/s10336-020-01830-4>.

- 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.
- KELLER, V., HERRANDO, S., VOŘÍŠEK, P., FRANCH, M., KIPSON, M., MILANESI, P., MARTÍ, D., ANTON, M., KLVAŇOVÁ, A., KALYAKIN, M.V., BAUER, H.-G. & FOPPEN, R.P.B. (2020): European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- 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.
- KLEYHEEG, E., FIEDLER, W., SAFI, K., WALDENSTRÖM, J., WIKELSKI, M. & VAN TOOR, M. L. (2019): A Comprehensive Model for the Quantitative Estimation of Seed Dispersal by Migratory Mallards. Front. Ecol. Evol. 7: 40. doi: 10.3389/fevo.2019.00040.
- KLEYHEEG, E., DIRKSEN, S., VAN BEUSEKOM, R., EGGENHUIZEN, T., JONKERS, D., KOFFIJBERG, K., MAJOUR, F. & NAGTEGAAL, J. (2020): Ruiende Casarca's in Nederland: aantalsontwikkeling, herkomst en ecologie. Limosa 93: 1-14.
- KLINNER, T. & SCHMALJOHANN, H. (2020): Temperature change is an important departure cue in nocturnal migrants: controlled experiments with wild-caught birds in a proof-of-concept study. Proceedings of the Royal Society B 287 (1936): <http://doi.org/10.1098/rspb.2020.1650>.
- 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/2008: 64-68.
- KÖNIG, C. STÜBING, S. & WAHL, J. (2019): Frühjahr 2019: Wie verlief die Ankunft der Zugvögel? Der Falke 2019, Heft 7: 28-33.
- KOFFIJBERG, K. & KOWALLIK, C. (2018): Sommerbestände von Gänsen in Nordrhein-Westfalen 2011-2017. Charadrius 54 (4): 151-166.
- KOLÁŘOVÁ, E. & ADAMÍK, P. (2015): Bird arrival dates in Central Europe based on one of the earliest phenological networks. Climate Research 63: 91-98.
- KORTSCH, S., PRIMICERIO, R., FOSSHEIM, M., DOLGOV, A. V. & ASCHAN, M. (2015): Climate change alters the structure of arctic marine food webs due to poleward shifts of boreal generalists. Proc. R. Soc. B 282: 20151546. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.1546>.
- KOSKENPATO, K., LEHIKONEN, A., LINDSTEDT, C. & KARELL, P. (2020): Gray plumage color is more cryptic than brown in snowy landscapes in a resident color polymorphic bird. Ecology and Evolution 10 (4): 1751-1761.
- 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.

- 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): 69-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. Recklinghausen.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2016): Klimawandel und Klimafolgen in Nordrhein-Westfalen – Ergebnisse aus den Monitoringprogrammen 2016. LANUV-Fachbericht 74, Recklinghausen.
- LANUV (LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN) (2017): Daten zur Natur in Nordrhein-Westfalen 2016. LANUV-Fachbericht 83. LANUV NRW, Recklinghausen.
- LANGE, C. J., COLLINS, D. P., METZGER, K. L. & BALLARD, B. M. (2018): Predicting impacts of sea level rise on wintering redhead ducks along the lower Texas Coast. *Global Ecology and Conservation* 16: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00481>
- 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.
- 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, A. & JAATINEN, K. (2012): Delayed autumn migration in northern European waterfowl. *Journal of Ornithology* 152: 563-570.
- 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., VÄHÄTALO, A. V., CLAUSEN, P., CROWE, O., DECEUNINCK, B., HEARN, R., HOLT, C. A., HORNMAN, M., KELLER, V., NILSSON, L., LANGENDOEN, T., TOMÁNKOVÁ, I., WAHL, J. & FOX, A. D. (2013): Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global Change Biology* 19: 2071-2081.
- LEHIKONEN, A., LINDSTRÖM, Å, SANTANGELI, A, et al. (2021): Wintering bird communities are tracking climate change faster than breeding communities. *J Anim Ecol.* 90: 1085-1095. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13433>.

- LEISTEN, A. (2002): Die Vogelwelt der Stadt Düsseldorf. Biologische Station Urdenbacher Kämpe e. V., Mohnheim am Rhein.
- LEISTEN, A. (2017): Vögel. In: 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. Unveröffentl. Gutachten der Biologischen Station Haus Bürgel im Auftrag des Umweltamtes der Landeshauptstadt Düsseldorf in Kooperation mit der Unteren Landschaftsbehörde, Garten-, Friedhofs- und Forstamt, 190 S.
- LIANG, J., XING, W., ZENG, G., LI, X., PENG, Y., LI, X., GAO, X. & HE, X. (2018): Where will threatened migratory birds go under climate change? Implications for China's national nature reserves. *Science of The Total Environment* 645: 1040-1047.
- LINDENMAYER, D. B., LANE, P., FOSTER, C. N., WESTGATE, M. J., SATO, C., IKIN, K., CRANE, M., MICHAEL, D., FLORANCE, D. & SCHEELE, B. C. (2019): Do migratory and resident birds differ in their responses to interacting effects of climate, weather and vegetation? *Diversity and Distributions* 25: 449-461.
- LINGENHÖHL, D. (2011): Vogelwelt im Wandel – Trends und Perspektiven. Wiley-VCH, Weinheim, 282 S.
- 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.
- MALEKI, S., RAHDARI, V. & BAGHDADI, N. (2021): Humans in the upstream can exacerbate climate change impacts on water birds' habitat in the downstream. *Sci Rep* 11, 20203 (2021).
<https://doi.org/10.1038/s41598-021-99822-8>
- MANIKOWSKA-ŚLEPOWROŃSKA, B., MOKWA, T. & JAKUBAS, D. (2021): Dispersal from the natal colony of the Grey Heron *Ardea cinerea* nesting in Poland. *Acta Ornithologica* 56(1): 59-68.
- MARCELINO, J., SILVA, J. P., GAMEIRO, J., SILVA, A., REGO, F. C., MOREIRA, F. & CATRY, I. (2020): Extreme events are more likely to affect the breeding success of lesser kestrels than average climate change. *Scientific Reports* 10:7207. doi.org/10.1038/s41598-020-64087-0.
- MARCHOWSKI, D., JANKOWIAK, Ł., WYSOCKI, D., ŁAWICKI, Ł. & GIRJATOWICZ, J. (2017): Ducks change wintering patterns due to changing climate in the important wintering waters of the Odra River Estuary. *PeerJ* 5:e3604; DOI 10.7717/peerj.3604.
- MARCHOWSKI, D., ŁAWICKI, L. GUENTZEL, S., KALICIUK, J. & KAJZER, Z. (2018): Long-term changes in the numbers of waterbirds at an important European wintering site. *Acta Biologica* 25: 111 – 122, doi: 10.18276/ab.2018.25-09.
- MARION, L. & BERGEROT, B. (2018): Northern range shift may be due to increased competition induced by protection of species rather than to climate change alone. *Ecology and Evolution* 8: 8364-8379.
- MARQUES, A. T., SANTOS, C. D., HANSEN, F., MUÑOZ, A. R., ONRUBIA, A., WIKELSKI, M., ... & SILVA, J. P. (2019): Wind turbines cause functional habitat loss for migratory soaring birds. *Journal of Animal Ecology*, <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12961>.

- MARTÍN, B., TORRALVO, C. A., ELIAS, G., TOMÁS, J., ONRUBIA, A. & FERRER, M. (2019): Are Western European ospreys (*Pandion haliaetus*) shortening their migration distances? Evidence from trends of the wintering population in the Iberian Peninsula. *Eur J Wildl Res* 65: 72, <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1311-5>.
- MARTÍNEZ-LÓPEZ, V., GARCÍA, C., ZAPATA, V., ROBLEDANO, F. & DE LA RÚA, P. (2020): Intercontinental long-distance seed dispersal across the Mediterranean Basin explains population genetic structure of a bird-dispersed shrub. *Molecular Ecology* 29(8): 1408-1420. DOI: 10.1111/mec.15413.
- 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.
- MCCALLUM, H. M., WILSON, J. D., O'BRIEN, M. G., BEAUMONT, D., SHELDON, R., & PARK, K. J. (2018): Fodder crop management benefits Northern Lapwing (*Vanellus vanellus*) outside agri-environment schemes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265: 470-475.
- MCDUFFIE, L. A., HAGELIN, J. C., SNIVELY, M. L., PENDLETON, G. W. & TAYLOR, A. R. (2019): Citizen Science Observations Reveal Long-Term Population Trends of Common and Pacific Loon in Urbanized Alaska. *Journal of Fish and Wildlife Management* 10(1):148-162; e1944-687X. <https://doi.org/10.3996/082018-NAF-002>
- 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.
- MEISSNER, W., ROWIŃSKI, P., POLAKOWSKI, M., WILNIEWCZYC, P. MARCHOWSKI, D. (2015): Impact of temperature on the number of mallards, *Anas platyrhynchos*, wintering in cities. *North-Western Journal of Zoology* 11: 213-218.
- MELDE, M. (1995): *Der Haubentaucher*. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- MÉNDEZ, V., GILL, J. A., ALVES, J. A., BURTON, N. H. K. & DAVIES, R G. (2018): Consequences of population change for local abundance and site occupancy of wintering waterbirds. *Diversity and Distributions* 24: 24-35.
- MERKEL, F. R., JOHANSEN, K. L., NIELSEN, R. D., PETERSEN, I. K., STERUP, J. & MOSBECH, A. (2019): Wintering seabirds in south-west Greenland, 2017. *Polar Research* 38, 3462, <http://dx.doi.org/10.33265/polar.v38.3462>.
- MESEKO, C. A., EHIZIBOLO, D. O. & VAKURU. C. (2018): Migratory Waterfowls from Europe as Potential Source of Highly Pathogenic Avian Influenza Infection to Nigeria Poultry. *Nigerian Veterinary Journal* 39(1): 1-15.
- MESSMER, D. J. (2019): *The Role of Climate Variability in Duck Population Ecology*. PhD thesis. University of Saskatchewan, Saskatoon, 203 S.

- MESSMER, D. J., ALISAUSKAS, R. T., PÖYSÄ, H. et al. (2021): Plasticity in timing of avian breeding in response to spring temperature differs between early and late nesting species. *Sci Rep* 11: 5410. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84160-6>.
- METHORST, J., REHDANZ, K., MUELLER, T., HANSJÜRGENS, B. BONN, A. & BÖHNING-GAESE, K. (2020): The importance of species diversity for human well-being in Europe. *Ecological Economics* 106917. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106917>.
- 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.
- MISCHENKO, A., FOX, A. D., ŠVAŽAS, S. et al. (2020): Recent changes in breeding abundance and distribution of the Common Pochard (*Aythya ferina*) in its eastern range. *Avian Res* 11: 23. <https://doi.org/10.1186/s40657-020-00209-6>
- MKULNV (MINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, LANDWIRTSCHAFT, NATUR- UND VERBRAUCHERSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN, Ed.) (2013): Umweltbericht Nordrhein-Westfalen 2013. Referat Öffentlichkeitsarbeit, Reden, Veranstaltungen, Internet.
- MÖLLER, E. & POTT, W. (2018): Neue Brutten des Gänsesägers *Mergus merganser* in Westfalen. *Charadrius* 54 (2-3): 135-136.
- MÖRTL, M. (2003): Biotic interactions in the infralittoral of Lake Constance. Dissertation Universität Konstanz.
- MØLLER, A. P. & FIEDLER, W. (2010): Long-term time series of ornithological data. In: MØLLER, A. P., FIEDLER, W. & BERTHOLD, P., EDS., (2010a): Effects of Climate Change on Birds. Oxford University Press, Oxford, pp. 33-38.
- MØLLER, A. P. & HOCHACHKA, W.M. (2019): Long-term time series of ornithological data. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): Effects of climate change on birds. Oxford University Press, Oxford, UK.: 37-43.
- MØLLER, A. P. & SZÉP, T. (2005): Rapid evolutionary change in a secondary sexual character linked to climatic change. *Journal of Evolutionary Biology* 18(2): 481-495.
- 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.
- MUSILOVÁ, P., MUSIL, P., ZOUHAR, J. & ADAM, M. (2017): Changes in habitat suitability influence non-breeding distribution of waterbirds in central Europe. *Ibis* doi: 10.1111/ibi.12559.
- MUSILOVÁ, Z., MUSIL, P., ZOUHAR, J., ŠENKÝŘOVÁ, A., PAVÓN-JORDÁN, D., & NUMMI, P. (2021): Changes in wetland habitat use by waterbirds wintering in Czechia are related to diet and distribution changes. *Freshw. Biol.* 00: 1 – 16. <https://doi.org/10.1111/fwb.13842>.
- NADEAU, C. P. & URBAN, M. C. (2019): Eco-evolution on the edge during climate change. *Ecography* 42: 1280-1297. doi: 10.1111/ecog.04404
- NAGY, S., BREINER, F. T., ANAND, M., BUTCHART, S. H. M., FLÖRKE, M., FLUET-CHOUINARD, E., GUISAN, A., HILARIDES, L., JONES, V. R., KALYAKIN, M., LEHNER, B., PEARCE-HIGGINS, J. W. & VOLZIT, O. (2021): Climate change exposure of waterbird species in the African-Eurasian flyway. *Bird Conservation International* (2021) 1-26, doi:10.1017/S0959270921000150.
- NILSSON, L. (2014): Fluctuations and trends in the numbers of staging waterbirds in south Sweden in September 1973-2013. *Ornis Svecica* 24:129-146.
- NILSSON, L. (2018): Changes in abundance and breeding output of Greylag Geese *Anser anser* breeding in southern Sweden. *Wildfowl* 68: 30-43.
- NILSSON, L. (2020): Changes in numbers and distribution of wintering waterbirds at the south coast of Scania, Sweden, during 55 winters, 1964–2018. *Ornis Svecica* 30: 38-52.
<https://doi.org/10.34080/os.v30.19987>
- NILSSON, L. & HERMANSSON, C. (2021): Changes in numbers and distribution of wintering waterbirds around Gotland 1969–2020. *Ornis Svecica* 31: 78-93. <https://doi.org/10.34080/os.v31.22254>.
- NILSSON, L. & KAMPE-PERSSON, H. (2018): Changes in migration and wintering patterns of Greylag Geese *Anser anser* from southernmost Sweden during three decades. *Ornis Svecica* 28: 19-38.
- NILSSON L. & OLSSON, M. (2017): Hanöbukten, an important wintering area for waterbirds in South Sweden. *Ornis Svecica* 27: 23-36.
- OKA, N., YAMAMURO, M., HIRATSUKA, J., SATOH, H. (1999): Habitat selection by wintering tufted ducks with special reference to their digestive organ and to possible segregation between neighboring populations. *Ecological Research* 14: 303-315.

- 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.
- OOSTERVELD, E. B. & KLOP, E. (2019): Wat bepaalt de aankomst van Afrikatrekkers in hun broedgebied in Noordoost-Friesland? *Limosa* 92: 192-200.
- OŻAROWSKA, A. & ZANIEWICZ, G. (2015): Temporal trends in the timing of autumn migration of short-and long-distance migrating Blackcaps (*Sylvia atricapilla*). *Ornis Fennica* 92(3): 144-153.
- PASQUIER, R. F. (2019): *Birds in Winter*. Princeton University Press, Princeton and Oxford, 304 S.
- 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., FOX, A. D., CLAUSEN, P., DAGYS, M., DECEUNINCK, B., DEVOS, K., HEARN, R. D., HOLT, C. A., HORNMAN, M., KELLER, V., LANGENDOEN, T., ŁAWICKI, Ł., LORENTSEN, S. H., LUIGUJÕE, L., MEISSNER, W., MUSIL, P., NILSSON, L., PAQUET, J.-Y., STIPNIECE, A., STROUD, D. A., WAHL, J., ZENATELLO, M. & LEHIKONEN, A. (2015): Climate-driven changes in winter abundance of a migratory waterbird in relation to EU protected areas. *Diversity and Distributions* 21: 571-582.
- 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
- PAVÓN-JORDÁN, D., CLAUSEN, P., DAGYS, M., DEVOS, K., ENCARNACAO, V., FOX, A. D., FROST, T., GAUDARD, C., HORNMAN, M., KELLER, V., LANGENDOEN, T., ŁAWICKI, Ł., LEWIS, L. J., LORENTSEN, S.-H., LUIGUJOE, L., MEISSNER, W., MOLINA, B., MUSIL, P., MUSILOVA, Z., NILSSON, L., PAQUET, J.-Y., RIDZON, J., STIPNIECE, A., TEUFELBAUER, N., WAHL, J., ZENATELLO, M. & LEHIKONEN, A. (2019): Habitat- and species-mediated short- and long-term distributional changes in waterbird abundance linked to variation in European winter weather. *Diversity and Distributions* 25: 225-239.
- 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.
- PENNEKAMP, U., BUCHHEIM, A., GEITER, O., PENNEKAMP, A. & RIBBROCK, N. (2013): Erste Nachweise der Herkunft von in Nordrhein-Westfalen und im übrigen Nordwestdeutschland beobachteten Silberreihern *Casmerodius albus*. *Charadrius* 49 (3/4): 97-102.

- PIERSMA, T. & LINDSTRÖM, Å. (2004): Migrating shorebirds as integrative sentinels of global environmental change. *Ibis* 146 (Suppl.1): 61-69.
- PODHRÁZSKÝ, M., MUSIL, P., MUSILOVÁ, Z., ZOUHAR, J., ADAM, M., ZÁVORA, J. & HUDEC, K. (2017): Central European Greylag Geese *Anser anser* show a shortening of migration distance and earlier spring arrival over 60 years. *Ibis* 159: 352-365. doi:10.1111/ibi.12440.
- PÖRTNER, H.O., SCHOLES, R.J., AGARD, J., ARCHER, E., ARNETH, A., BAI, X., BARNES, D., BURROWS, M., CHAN, L., CHEUNG, W.L., DIAMOND, S., DONATTI, C., DUARTE, C., EISENHAUER, N., FODEN, W., GASALLA, M. A., HANDA, C., HICKLER, T., HOEGH-GULDBERG, O., ICHII, K., JACOB, U., INSAROV, G., KIESSLING, W., LEADLEY, P., LEEMANS, R., LEVIN, L., LIM, M., MAHARAJ, S., MANAGI, S., MARQUET, P. A., McELWEE, P., MIDGLEY, G., OBERDORFF, T., OBURA, D., OSMAN, E., PANDIT, R., PASCUAL, U., PIRES, A. P. F., POPP, A., REYESGARCÍA, V., SANKARAN, M., SETTELE, J., SHIN, Y. J., SINTAYEHU, D. W., SMITH, P., STEINER, N., STRASSBURG, B., SUKUMAR, R., TRISOS, C., VAL, A.L., WU, J., ALDRIAN, E., PARMESAN, C., PICHSMADRUGA, R., ROBERTS, D.C., ROGERS, A.D., DÍAZ, S., FISCHER, M., HASHIMOTO, S., LAVOREL, S., WU, N., NGO, H.T. (2021): IPBES-IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change; IPBES and IPCC. DOI:10.5281/zenodo.4782538.
- POTVIN, D. A., VÄLIMÄKI, K. AND 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
- 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.
- PUTZER, D., KNEBEL W., PIEREN, H. & WAGNER, P. (2003): Explosionsartiges oder logistisches Wachstum von Kormoranpopulationen? Ergebnisse einer Langzeitstudie an einem Kiesgrubensee des nördlichen Rheinlandes. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35 (1): 13-19.
- RADCHUK, V., REED, T., TEPLITSKY, C. et al. (2019): Adaptive responses of animals to climate change are most likely insufficient. *Nature Communications* 10 (1): 3109.
- RAMÍREZ, F., RODRÍGUEZ, C., SEOANE, J., FIGUEROLA, J. & BUSTAMANTE, J. (2018): How will climate change affect endangered Mediterranean waterbirds? *PLoS ONE* 13(2): e0192702. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192702>
- RAMO, C., AMAT, J. A., NILSSON, L., SCHRICKE, V., RODRÍGUEZ-ALONSO, M., GÓMEZ-CRESPO, E. & GREEN, A. J. (2015). Latitudinal-Related Variation in Wintering Population Trends of Greylag Geese (*Anser anser*) along the Atlantic Flyway: A Response to Climate Change?. *PloS one*, 10(10), e0140181.
- REESE, G. C. & SKAGEN, S. K. (2017): Modeling nonbreeding distributions of shorebirds and waterfowl in response to climate change. *Ecology and Evolution* 7: 1497-1 513.
- REHFISCH, M. M., FEARE, C. J., JONES, N. V. & SPRAY, C. (2004): Climate change and coastal birds. *Ibis* 146 (Suppl.1): 1.
- 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.

- RHEINWALD, G. & SCHMITZ, M. (2007): Vögel zwischen Rhein und Weser - So wird Vogelbeobachtung zum Erlebnis. Ginster Verlag, St. Katharinen.
- ROBERTSON, G.J., TOMLIK, M., MILTON, G.R., PARSONS, G.J. & MALLORY, M.L. (2017): Increases in the number of American black ducks wintering in Nova Scotia, 1970–2015. *Journal of Fish and Wildlife Management* 8(2): 669 – 675, e1944-687X. doi: 10.3996/032017-JFWM-031
- 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.
- ROSENBERG, K. V., BLANCHER, P. J., STANTON, J. C. & PANJABI, A. O. (2017): Use of North American Breeding Bird Survey data in avian conservation assessments. *The Condor: Ornithological Applications* 19: 594-606.
- ROTICS, S., TURJEMAN, S., KAATZ, M., RESHEFF, Y. S., ZURELL, D., SAPIR, N., EGGERS, U., FIEDLER, W., FLACK, A., JELTSCH, F., WIKELSKI, M., NATHAN, R. (2017): Wintering in Europe instead of Africa enhances juvenile survival in a long-distance migrant. *Animal Behaviour* 126: 79-88.
- ROULIN, A. (2014): Melanin-based colour polymorphism responding to climate change. *Global Change Biology* 20: 3344-3350.
- SÆTHER, B.-E., ENGEN, S, GAMELON, M. & GRØTAN, V. (2019): Predicting the effects of climate change on bird population dynamics. In: DUNN, P. O. & MØLLER, A. P. (Eds.): *Effects of climate change on birds*. Oxford University Press, Oxford, UK.: 74-90.
- 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.
- SCHÄFFER N. (2008): Unsere Vogelwelt am Ende dieses Jahrhunderts. *Der Falke* 55: 50-57.
- SCHMALJOHANN, H. (2019): The start of migration correlates with arrival timing, and the total speed of migration increases with migration distance in migratory songbirds: a cross-continental analysis. *Movement ecology* 7(1): 25. <https://doi.org/10.1186/s40462-019-0169-1>.
- SCHMALJOHANN, H. & BOTH, C. (2017): The limits of modifying migration speed to adjust to climate change. *Nature climate change* 7: 573-576.
- SCHMIDT, J. U. (2018): Nutzungsintegrierter Artenschutz für Feldlerche *Alauda arvensis* und Kiebitz *Vanellus vanellus* auf Äckern mit Wintergetreide oder Winterrraps. Dissertation, TU Dresden, 303 S.
- 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. 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., 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.
- 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.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., PIEREN, N., BUSCH, J. (2018): Klimafolgenmonitoring Kreis Mettmann 2017 - 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, 159 S.
- SCHMITZ, U., STAPPER, N., STEVENS, M., WIROOKS, L., DIESTELHORST, O. & BUSCH, J. (2021): Klimafolgenmonitoring Stadt Düsseldorf 2020 – 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, 262 S.
- SCHUMANN, J. & KRAUSE, T. (2017): Die Vogelwelt von Düsseldorf und Umgebung. Biologische Station Haus Bürgel e. V. & NABU Stadtverband Düsseldorf e. V, Verlag Natur und Wissenschaft (Solingen), 392 S.
- SERGIO, F., TAVECCHIA, G., TANFERNA, A. et al. (2019a): When and where mortality occurs throughout the annual cycle changes with age in a migratory bird: individual vs population implications. *Sci Rep* 9, 17352, doi:10.1038/s41598-019-54026-z.
- SIKKEMA, R. S., SCHRAMA, M., VAN DEN BERG, T., MORREN, J., MUNGER, E., KROL, L., VAN DER BEEK, J. G., BLOM, R., CHESTAKOVA, I., VAN DER LINDEN, A., BOTER, M., VAN MASTRIGT, T., MOLENKAMP, R., KOENRAADT, C. J. M., VAN DER BRAND, J. M. A., OUDE MUNNINK, B. B., KOOPMANS, M. P. G. & VAN DER JEUGD, H. (2020): Detection of West Nile virus in a common whitethroat (*Curruca communis*) and *Culex* mosquitoes in the Netherlands. *Euro Surveill.* 25(40): pii=2001704. <https://doi.org/10.2807/1560-7917.ES.2020.25.40.2001704>.
- SKOV, H., HEINÄNEN, S., ZYDELIS, R., BELLEBAUM, J., BZOMA, S., DAGYS, M., DURINCK, J., et al. (2011): Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea. *TemaNord*, 550: 201 S.

- SÖDERQUIST, P., GUNNARSSON, G. & ELMBERG, J. (2013): Longevity and migration distance differ between wild and hand-reared mallards *Anas platyrhynchos* in Northern Europe. *European Journal of Wildlife Research* 59:159-166.
- SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND (2018): Vogelatlas van Nederland. Broedvogels, wintervogels en 40 jaarverandering. Tweede druk, Kosmos Uitgevers, Utrecht/Antwerpen, 640 S.
- 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., SATTLER, 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.
- STEVENS, M. (2015): Bald nur noch Geschichte? – Der Kiebitz in der Stadt Meerbusch. *Meerbuscher Geschichtshefte* 32: 97-108.
- STILLMAN, J. H. (2019): Heat waves, the new normal: summertime temperature extremes will impact animals, ecosystems, and human communities. *Physiology (Bethesda)* 34: 86-100. doi:10.1152/physiol.00040.2018.
- 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.
- STREBEL, N. (2017): Überwinternde Wasservögel in der Schweiz: Ergebnisse der Wasservogelzählungen 2016/2017. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SUDFELDT, C., ANTHES, N. & WAHL, J. (2000): Status and future prospects of the waterbird census in Germany. *Vogelwelt* 121: 307-317.
- SUDFELDT, C., WAHL, J. & BOSCHERT, M. (2003): Brütende und überwinternde Wasservögel in Deutschland. *Corax* 19, Sonderheft 2: 51-81.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SCHÖPF, H. & WAHL, J. (2007): Vögel in Deutschland – 2007. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., GRÜNEBERG, C., JAEHNE, S., MITSCHKE, A. & WAHL, J. (2008): Vögel in Deutschland – 2008. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.

- SUDFELDT, C., DRÖSCHMEISTER, R., FLADE, M., GRÜNEBERG, C., MITSCHKE, A., SCHWARZ, J. & WAHL, J. (2009): Vögel in Deutschland – 2009. 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.
- SUDMANN, S. R. & DOER, D. (2007): Rastbestände nichtarktischer Gänse und Halbgänse in Nordrhein-Westfalen 1998/1999 bis 2003/2004. *Charadrius* 43: 143-154.
- SUDMANN, S. R., SCHMITZ, M., HERKENRATH, P. & JÖBGES, M. M. (2016): Rote Liste wandernder Vogelarten Nordrhein-Westfalens, 2. Fassung, Stand Juni 2016. *Charadrius* 52 (1-2): 67-108.
- SÜDBECK, P., ANDREZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C., Eds. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- 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, 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.
- TAHERI, S., NAIMI, B., RAHBEK, C., & ARAÚJO, M. B. (2021): Improvements in reports of species redistribution under climate change are required. *Science Advances* 7(15): [eabe1110].
<https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1110>
- TELLERÍA, J. L. (2019): Constraints on fruit tracking by birds at the range edge. *Journal of Biogeography* 46 (10): 2289-2298.
- TELLERÍA, J.L., FANDOS, G. & FERNÁNDEZ-LÓPEZ, J. (2021): Winter bird richness distribution in the southwestern Palearctic: current patterns and potential changes. *Ardeola* 68: 17-32.
- THOMAS, C. D. (2010): Climate, climate change and range boundaries. *Diversity and Distributions* 16: 488-495.
- TOMBRE, I. M., OUDMAN, T., SHIMMINGS, P., GRIFFIN, L. & PROP, J. (2019): Northward range expansion in spring-staging barnacle geese is a response to climate change and population growth, mediated by individual experience. *Glob Change Biol.* 25: 3680-3693.
- TØTTRUP, A. P., KLAASSEN, R. H. G., STRANDBERG, R., THORUP, K., WILLEMOES KRISTENSEN, M., SØGAARD JØRGENSEN, P., FOX, J., AFANASYEV, V., RAHBEK, 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.

- 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.
- URBAN, M. (2015): Accelerating extinction risk from climate change. *Science* 348: 571-573.
- URFI, A. J. (2011): Climate change and its impacts on Indian birds: monsoon phenology and monitoring heronry birds. *Current science* 101: 1140-1142.
- 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., VINDENES, Y., SÆTHER, B. E., ENGEN, S., ENS, B. J., OOSTERBEEK, K. & TINBERGEN, J. M. (2010): Effects of climate change and variability on population dynamics in a long-lived shorebird. *Ecology* 91(4): 1192-1204.
- VAN EERDEN, M. R., DRENT, R. H., STAHL, J. S. & BAKKER, J. P. (2005): Connecting seas: western Palearctic continental flyway for water birds in the perspective of changing land use and climate. *Global Change Biology* 11: 894-908.
- VAN LEEUWEN, C. H. A., LOVAS-KISS, Á., OVEGÅRD, M. & GREEN, A. J. (2017): Great cormorants reveal overlooked secondary dispersal of plants and invertebrates by piscivorous waterbirds. *Biol. Lett.* 13: 20170406. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2017.0406>.
- VAN ROOMEN, M., HUSTINGS, F., VAN WINDEN, E., DRONNEAU, C., FRAULI, C., STREBEL, N., WAHL, J., KOFFIJBERG, K. & VAN TURNHOUT, C. (2020): Waterbirds in the international Rhine Valley: numbers, distribution and trends. ICPR rap nr. 277, Sovon rap nr. 2020/99. International Commission for the Protection of the Rhine, Koblenz. 123 S.
- 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.
- 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.
- VELDSMAN, L. M. (2020): Water loss under controlled humidity and temperature regimes in relation to bird eggshell thickness. Doctoral dissertation, North-West University (South Africa), 81 S.
- 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>
- 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-S84.

- VOGEL, M. M., ZSCHEISCHLER, J., WARTENBURGER, R., DEE, D., & SENEVIRATNE, S. I. (2019): Concurrent 2018 hot extremes across Northern Hemisphere due to human-induced climate change. *Earth's Future* 7: 692–703. <https://doi.org/10.1029/2019EF001189>.
- VON BLOTZHEIM, U. N. G. (2001): Handbuch der Vögel Mitteleuropas auf CD-ROM. Vogelzug-Verlag, Wiebelsheim.
- WAHL, J. & SUDFELDT, C. (2005): Phänologie und Rastbestandsentwicklung der Gründelentenarten (*Anas spec.*) im Winterhalbjahr in Deutschland. *Vogelwelt* 126: 75-91.
- WAHL, J., SUDFELDT, C. & FISCHER, S. (2003a): Trau keinem über 30? Die „Wasservogelzählung“ stellt sich vor. *Der Falke* 50: 276-2809.
- WAHL, J., KELLER, T. & SUDFELDT, C. (2004): Verbreitung und Bestand des Kormorans *Phalacrocorax carbo* in Deutschland im Januar 2003 – Ergebnisse einer bundesweiten Schlafplatzzählung. *VOGELWELT* 125: 1-10.
- WAHL, J., BLEW, J., GARTHE, S., GÜNTHER, K., MOOIJ, J. & SUDFELDT, C. (2003b): Überwinternde Wasser- und Watvögel in Deutschland: Bestandsgrößen und Trends ausgewählter Vogelarten für den Zeitraum 1990-2000. *Ber. Vogelschutz* 40: 91-103.
- WAHL, J., DRÖSCHMEISTER, R., KÖNIG, C., LANGGEMACH, T. & SUDFELDT, C. (2017): Vögel in Deutschland – Erfassung rastender Wasservögel. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- 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, W. H., II, MELÉNDEZ-FERNÁNDEZ, O. H., NELSON, R. J. & REITER, R. J. (2019): Global climate change and invariable photoperiods: A mismatch that jeopardizes animal fitness. *Ecology and Evolution* 9: 10044-10054.
- WALTHER, G.-R., POST, E., CONVEY, P., MENZEL, A., PARMESANK, C., BEEBEE, T. J. C., FROMENTIN, J.-M., HOEGH-GULDBERGL, O. & BAIRLEIN, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.
- 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.
- WIJEWARDHANA, U. A., MEYER, D. & JAYAWARDANA, M. (2020): Statistical models for the persistence of threatened birds using citizen science data: A systematic review. *Global Ecology and Conservation* 21, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00821>.
- 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.

- WINK, M., DIETZEN, C. & GIEßING, B. (2005): Die Vögel des Rheinlandes (Nordrhein) – Ein Atlas der Brut- und Wintervogelverbreitung 1990-2000. Nordrhein-Westfälische Ornithologen Gesellschaft, Bonn.
- WINKER, K. & GIBSON, D. D. (2018): Some broad-scale effects of recent and future climate change among migratory birds in Beringia. In W. D. Shuford, W. D., Gill Jr., R. E. & Handel, C. M. (Eds.) Trends and traditions: Avifaunal change in western North America, Studies of Western Birds 3. Western Field Ornithologists, Camarillo, CA, 432-440. doi 10.21199/SWB3.23.
- WŁODARCZYK, R., SZAFARA, D., KACZMAREK, K., JANISZEWSKI, T., MINIAS, P. (2020): Migratory behaviour and survival of Great Egrets after range expansion in Central Europe. Peer J 8: e9002. <http://doi.org/10.7717/peerj.9002>
- WORMWORTH, J. & SEKERCIOGLU, C. H. (2011): Winged Sentinels – Birds and climate change. Cambridge University Press. Cambridge. 262 pp.
- 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 04.12.2013).
- XU, Y., SI, Y., WANG, Y., ZHANG, Y., PRINS, H. H. T. CAO, L. & DE BOER, W. F. (2019): Loss of functional connectivity in migration networks induces population decline in migratory birds. Ecological Applications 29(7): e01960. 10.1002/eap.1960.
- XUA, F. & SI, Y. (2019): The frost wave hypothesis: How the environment drives autumn departure of migratory waterfowl. Ecological Indicators 101: 1018-1025.
- YUN, S., LEE, J.-W. & YOO, J.-C. (2020): Host-parasite interaction augments climate change effect in an avian brood parasite, the lesser cuckoo *Cuculus poliocephalus*. Global Ecology and Conservation 22: e00976.
- 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.
- ZHAO, Q., ARNOLD, T. W., DEVRIES, J. H., HOWERTER, D., CLARK, R. G. & WEEGMAN, M. D. (2019a): Land-use change increases climatic vulnerability of migratory birds: Insights from integrated population modelling. Journal of Animal Ecology 88: 1625-1637.
- ZHAO, Q., BOOMER, G. S. & ROYLE, J. A. (2019b): Integrated modeling predicts shifts in waterbird population dynamics under climate change. Ecography 42: 1470-1481.
- ZHOU, J., ZHOU, L. & XU, W. (2020): Diversity of wintering waterbirds enhanced by restoring aquatic vegetation at Shengjin Lake, China. Science of the Total Environment 737: 140190. ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140190>.
- ZURELL, D., GRAHAM, C. H., GALLIEN, L., THUILLER, W. & ZIMMERMANN, N. (2018): 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.

7 Danksagung und Urheberrechte

Für die Mitteilung wertvoller Informationen und Funddaten zu verschiedenen Tier- bzw. Pflanzengruppen sowie für sonstige Unterstützung gilt unser herzlicher Dank Klaus Adolphy, Mettmann, Edgar Baierl, Ratingen, Klaus Böhm, Düsseldorf, Klaus-Jürgen Conze, Essen, Thomas Kordges, Essen, Dr. Ingolf Kühn, Halle, Tobias Krause, Düsseldorf, Moritz Schulze, Düsseldorf, Martin Stief, Monheim, Andreas Thiel (†), Düsseldorf, Dr. Gerd W. Thörner, Düsseldorf, und Anja You, Solingen. STI-Werte zu den Flechten und Gefäßpflanzen stellten die Herren Laurens Sparrius und Chris van Turnhout, Nijmegen NL, zur Verfügung, denen dafür unser herzlicher Dank gilt. Herzlichen Dank auch an Dr. André Aptroot, (ABL Herbarium Soest/NL, für die Bereitstellung der Niederländischen Flechten-Standardliste in ihrer aktuellsten Form. Die Verwendung des Richtlinienentwurfes VDI 3957 Blatt 20 VE08-12-2009 erfolgte mit Genehmigung der Arbeitsgruppe NA 134-03-03-03 UA ("Wirkungsfeststellung an Niederen Pflanzen"; Obmann: Dr. Volker John, Bad Dürkheim) der KRdL im VDI & DIN. Der Autor Dr. Norbert Stapper ist Mitglied dieser Arbeitsgruppe.

Die für die Abbildungen verwendeten digitalen Kartengrundlagen sind Eigentum des Kreises Mettmann. Bei einer Vervielfältigung des Berichtes sind entsprechende Urheberrechtsbedingungen zu beachten. Die Rechte an allen fotografischen Abbildungen verbleiben bei den Autoren.

8 Zusammenfassung

Im Kreis Mettmann wird zur Untersuchung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Tier- und Pflanzenwelt seit 2009 ein Klimafolgenmonitoring durchgeführt. Diese Erhebungen wurden in den Jahren 2010, 2013, 2017 und 2021 fortgeführt. Als Organismengruppen für das Monitoring wurden epiphytische Flechten, Farn- und Blütenpflanzen, Heuschrecken, Libellen und Vögel ausgewählt. Die Auswahl der Untersuchungsflächen wurde so getroffen, dass sowohl wärmegetönte Gebiete wie die Rheinaue als auch kühlere Gebiete wie das Hügelland berücksichtigt werden, und dass die Flächen, abgesehen von Klimaeinflüssen, möglichst wenigen weiteren Veränderungen wie z. B. Nutzungsänderungen oder Sukzessionsprozessen unterworfen sind. Für alle fünf Organismengruppen wurde die Konzeption der wissenschaftlichen und praktischen Vorgehensweise ausgearbeitet, die Geländeuntersuchungen durchgeführt und im Vergleich mit bereits vorhandenen Daten ausgewertet und interpretiert. Um jährliche und jahreszeitliche Einflüsse von Witterungsschwankungen herauszufiltern und von tatsächlichen Einflüssen des Klimawandels zu unterscheiden, sind langfristige und regelmäßige Untersuchungen notwendig. Ein dem Klimafolgenmonitoring im Kreis Mettmann vergleichbares Projekt für die Stadt Düsseldorf, das jährliche Untersuchungen umfasst, wurde vom Düsseldorfer Umweltamt 2008 in Auftrag begonnen und wird ebenfalls von der Biologischen Station Haus Bürgel Stadt Düsseldorf · Kreis Mettmann betreut. Durch die Anwendung derselben Methodik in den Projekten Klimafolgenmonitoring Düsseldorf und Kreis Mettmann ergibt sich eine erhöhte Zahl vergleichbarer Untersuchungsgebiete und -ergebnisse, so dass von den hieraus erwachsenden Synergieeffekten beide Projekte profitieren.

Das Jahr 2021 war aus globaler Sicht das fünftwärmste jemals gemessene Jahr. Zuvor waren das Jahr 2020 zusammen mit den Jahren 2016 und 2019 die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen im Jahr 1880. Der langfristige Erwärmungstrend des Planeten setzt sich dabei fort. Die globale Jahresdurchschnittstemperatur lag für 2021 0,3 °C über der Temperatur der Referenzperiode 1991-2020 und 1,1-1,2 °C über dem vorindustriellen Niveau von 1850-1900. Die letzten sieben Jahre waren dabei die wärmsten Jahre seit Beginn der Aufzeichnungen. In Deutschland war das Jahr 2021 zwar nicht von so extremer Trockenheit und sommerlicher Hitze geprägt wie die drei vorausgegangenen Jahre 2018-2020, dennoch lag die Durchschnittstemperatur im Jahr 2021 mit 9,1 °C um 0,9 Grad deutlich über dem Wert der international gültigen Referenzperiode 1961 bis 1990. Damit war 2021 das elfte zu warme Jahr in Folge. Während der letzten 32 Jahre traten nur zwei unterdurchschnittlich warme Jahre auf. Diese Erwärmung bleibt nicht ohne Folgen für die belebte Umwelt.

Flechten

Im Spätherbst 2021 wurden erneut epiphytische Flechten an 169 Bäumen im Kreis Mettmann nach dem standardisierten Verfahren VDI 3957 Blatt 20 aufgenommen. Dessen Messwert ist der VDI-Klimawandelzeigerindex (KWI), definiert als die mittlere Anzahl von Klimawandelzeigern pro Baum in einem Untersuchungsgebiet zu einem bestimmten Zeitpunkt. Diese Klimawandelzeiger sind epiphytisch vorkommende Flechtenarten mit gemäßigt-mediterranem und submediterranean-subatlantisch-gemäßigtem Verbreitungsschwerpunkt, die früher selbst im milderen Westen oder Südwesten von Deutschland entweder erheblich seltener oder noch gar nicht vorkamen. Der gepaarte Vergleich der Daten von inzwischen sechs Erhebungen einschließlich älterer Ergebnisse zeigt über alle Stationen gemittelt einen statistisch hochsignifikanten, kontinuierlichen Anstieg des KWI zwischen 2001 und 2021. Mit der gleichen Dynamik haben sich die mittleren STI-Werte (Species Temperature Index) entwickelt und indizieren einen Anstieg der middle-

ren Flechtenarten-Temperatur um 0,51 K, was in etwa dem technisch gemessenen Temperaturanstieg im Untersuchungsgebiet entspricht. Anders ausgedrückt herrschen die "flechtenklimatischen" Bedingungen von 2001 heute an 320 m höher gelegenen Standorten. Ursache ist auch hier die Einwanderung und Ausbreitung von Klimawandelzeigern mit hohen STI-Werten und der Rückgang von Arten mit niedrigen STI-Werten. Als wahrscheinlichste Ursachen der Verschiebung des Artenspektrums hin zu mehr Klimawandelzeigern im Gesamtzeitraum 2001 bis 2021 werden neben weiter gesunkenen Immissionen zunehmend die beobachtbaren Wirkungen des Klimawandels betrachtet, namentlich die stetig ansteigende Durchschnittstemperatur, insbesondere die steigende Wintertemperatur, sowie weitere damit einhergehende Klimaveränderungen. Im Umkehrschluss kann man auch sagen, dass sich die eingangs genannten Biom- bzw. Klimazonen inzwischen ins Untersuchungsgebiet hinein ausgedehnt haben, weil heute im Untersuchungsgebiet vermehrt Flechtenarten vorkommen, die vor rund 60 Jahren eher für epiphytische Flechtengesellschaften in Südwest-Frankreich typisch waren.

Farn- und Blütenpflanzen

Als Untersuchungsgebiete der Farn- und Blütenpflanzen wurden das wärmegetönte Rheinufer bei Monheim ausgewählt sowie Flächen im kühleren Hügelland am Steinberg bei Erkrath. Die Vegetation am Rheinufer ist von Wärme liebenden Arten dominiert. Ein langfristiger Vergleich der aktuellen Daten mit der bisherigen Entwicklung am Rheinufer zeigt eine deutliche Zunahme Wärme liebender Pflanzenarten im Verlauf der letzten Jahrzehnte, was sich in einer signifikanten Zunahme der Ellenbergschen Temperaturzeigerwerte und der STI-Werte (species temperature index) bemerkbar macht. Unter den nachgewiesenen Arten befinden sich etliche C₄-Pflanzenarten und Neophyten, welche oft aus warmen Klimaregionen stammen. Der Anteil dieser Arten zeigt eine steigende Tendenz. Der Anteil der Neophyten an der Gesamtartenzahl am Rheinufer bei Monheim konnte sich im Laufe des Monitorings von ca. 20 % auf über 30 % steigern.

Auf den Daueruntersuchungsflächen im Buchenwald am Steinberg wachsen Kühlezeiger, die voraussichtlich Verlierer des Klimawandels sein werden. Im Vergleich der bisherigen Untersuchungsjahre zeigen die Flächen einen Anstieg des mittleren quantitativen Ellenberg-Temperaturzeigerwertes sowie einen Anstieg der STI-Zeigerwerte (species temperature index) der statistisch signifikant ist. Dieser Anstieg ist auf einen leichten Rückgang des Kühlezeigers Wald-Hainsimse sowie auf das Hinzutreten einzelner Mäßigwärmezeiger zurückzuführen.

Heuschrecken

Verschiedene Heuschreckenarten besiedeln Habitate mit unterschiedlich feuchten Bodenverhältnissen, Vegetationshöhe, -dichte und Besonnung. Langfristige Klimaänderungen wirken sich auf das Mikroklima der Habitate aus. Die Ausbreitung einzelner Arten wird durch die Entwicklung von langflügeligen Individuen verstärkt. Die Erfassung der Heuschrecken erfolgte 2021 wie bei den vorhergehenden Untersuchungen auf zwei Feuchtwiesen im NSG Felderbachtal bei Velbert-Nierenhof (Niederbergisches Hügelland) und im NSG Hildener Heide / Sandberg in Hilden (Bergische Heideterrasse).

Die Zahl wärmeliebender Arten der Transektflächen oder in deren Umgebung erhöhte sich 2017 gegenüber der vorherigen Kartierung aus 2013 um eine weitere Art (Blauflügelige Sandschrecke) auf sieben Arten. Dagegen wurden 2017 wie schon 2013 nur zwei Arten der eher kühl-feuchten Habitate nachgewiesen (Kurzflügelige Schwertschrecke, Sumpf-Grashüpfer). Die ebenfalls als Verlierer der Klimaerwärmung geltende Kurzflügelige Beißschrecke lebt noch vereinzelt in angrenzenden Feuchtheideflächen. Die

erstmalig 2013 im Felderbachtal beobachtete Große Goldschrecke ruft inzwischen verteilt auf der ganzen Feuchtwiese. Sie gilt als ein Profiteur des Klimawandels. Die in 2013 am Sandberg erstmalig nachgewiesene Blauflügelige Ödlandschrecke lebt dort inzwischen an vielen vegetationsarmen sonnigen Stellen. Neu hinzugekommen – oder eventuell aufgrund geringer morphologischer Unterschiede in den letzten Jahren übersehen – ist die Blauflügelige Sandschrecke. Sie lebt auf vegetationsfreien Bereichen nördlich des Sandberges. Die 1996 am Sandberg erstmalig nachgewiesene Gemeine Sichelschrecke wurde bis 2017 und 2021 bei allen Kartierungen nachgewiesen. Am Hildener Sandberg halten Ziegen den Gehölzjungwuchs kurz. Zusätzliche Rohbodenflächen fördern die Habitatvielfalt.

Die Kartierung des Felderbaches im Jahr 2021 war nicht repräsentativ. Im Felderbachtal hat der katastrophale Niederschlagsereignis vom 14./15. Juli eine Flutwelle verursacht, was auch die Wiesen beeinträchtigt hat und (fast) alle Heuschrecken mitgerissen oder von Starkregen geschädigt wurden. Die wenigen gefundenen Heuschrecken sowie zwei Wespenspinnen waren fast alle auf dem Hügel am Anfang des Transektes 1 zu finden. Lediglich in den Altgrasstreifen in der Nähe des zweiten Transektes waren sehr wenige Heuschrecken anzutreffen. Dies dokumentiert die Bedeutung der Altgrasstreifen als Rückzugsort für Insekten.

Libellen

Für den Kreis Mettmann wurden mit der Auswahl der Untersuchungsgebiete Further Moor und Klingenberg See die Lebensraumtypen Baggersee, Kleingewässer und Niedermoor abgedeckt. In den Untersuchungsgebieten wurden bislang etliche besonders Wärme liebende Libellenarten festgestellt, dabei ist insgesamt eine deutlich steigende Tendenz zu verzeichnen. Während noch in den 1980er Jahren kaum thermophile Arten nachgewiesen wurden, konnten im Jahr 2009 bereits drei besonders thermophile Arten nachgewiesen werden, in den Untersuchungsjahren 2010 und 2013 waren es sieben bzw. fünf, das Jahr 2017 brachte den neuen Rekord von neun thermophilen Libellenarten, der 2021 wiederholt werden konnte. Von diesen Arten zeigten bereits mehrere Reproduktionsverhalten oder Schlupf als Nachweis der Bodenständigkeit, ebenfalls mit steigender Tendenz. Während von den thermophilen Arten im Untersuchungsjahr 2009 nur eine Art bodenständig oder sehr wahrscheinlich bodenständig war, waren dies in den Jahren 2010 und 2013 bereits je drei Arten, in den Jahren 2017 und 2021 sieben bzw. fünf Arten. Die bislang nachgewiesenen thermophilen Arten sind Südliche Mosaikjungfer *Aeshna affinis*, Kleine Königslibelle *Anax parthenope*, Zarte Rubinjungfer *Ceriagrion tenellum*, Gabel-Azurjungfer *Coenagrion scitulum*, Feuerlibelle *Crocothemis erythraea*, Pokaljungfer *Erythromma lindenii*, Kleines Granatauge *Erythromma viridulum*, Westliche Keiljungfer *Gomphus pulchellus*, Südliche Binsenjungfer *Lestes barbarus*, Kleine Binsenjungfer *Lestes virens*, Frühe Heidelibelle *Sympetrum fonscolombii* und Südliche Heidelibelle *Sympetrum meridionale*. Des Weiteren konnten Funde seltener Arten gemacht werden wie die FFH-Art Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis*, die Torf-Mosaikjungfer *Aeshna juncea*, die Zweigestreifte Quelljungfer *Cordulegaster boltonii* und der Kleine Blaupfeil *Orthetrum caeruleum*. Da Arten der Moore als mögliche Verlierer des Klimawandels betrachtet werden, ist die Bestandsentwicklung dieser Arten besonders zu beobachten. Die Anlage von Kleingewässern im Further Moor ist vor dem Hintergrund einer zu beobachtenden trockeneren Situation in den letzten Jahren und einer sich in Zukunft voraussichtlich weiter verstärkenden Sommertrockenheit naturschutzfachlich sehr positiv zu werten.

Vögel

Die Ornithozönosen von Monbagsee und Klingenbergsee verändern sich. Dies ist neben der Beeinflussung durch verschiedene lokale Faktoren auch das Ergebnis der sich verändernden klimatischen Bedingungen. Eine Entwicklung, die sich schon in den bislang vorliegenden Beobachtungen bei einigen der Arten widerspiegelt und sich auch durch den einen oder anderen kalten und schneereicheren Winter der letzten Jahre nicht maßgeblich verändert hat. Selbst früher regelmäßig und zum Teil sogar häufig beobachtete Arten wie Stockente, Schellente, Gänse- und Zwergsäger gehören zu den wahrscheinlichen Verlierern unter den Wintergästen. Sie wurden zwar in kälteren Wintern der jüngeren Vergangenheit zum Teil etwas häufiger beobachtet, erreichen aber nicht die hohen Bestandszahlen wie früher. Andere Arten wie Graugans, Schnatterente und Eisvogel oder die Neozoen Kanada-, Rost- und Nilgans und Silberreiher profitieren vom Klimawandel mit den öfter auftretenden milden Wintern. Sie wurden zum Teil selbst in den kalten und schneereichen Winter der letzten Jahre häufig und zahlreich beobachtet. Diese Arten zeigen zum Teil ansteigende Brutpopulationen, wachsenden Winterbestände und werden wohl auch in Zukunft mit steigenden Individuenzahlen zu beobachten sein. Bei der Tafelente sollten die Winterbestände aus klimatischen Gründen ebenfalls ansteigen. De facto nehmen die Bestände in vielen Teilen Europas aber ab, wohl weil die Bestände in einigen Brutgebieten aus klimatischen Gründen abnehmen. Generell kann man aber festhalten, dass die beobachteten Trends im Untersuchungsgebiet wohl auch in Zukunft weitergehen und sich selbst in den immer wieder möglichen kalten Wintern, wie es auch in den letzten Jahren zu beobachten war, nicht grundsätzlich ändern werden.

Fazit

Zu der Zerstörung und Verschlechterung von Lebensräumen sowie anderen klassischen Gefährdungsursachen tritt der Klimawandel als weitere mögliche Ursache für den Rückgang vieler Tier- und Pflanzenarten hinzu. Im Rahmen des vorliegenden Projektes zeichnen sich etliche klimawandelbedingte Änderungen in der Tier- und Pflanzenwelt bereits deutlich ab. Die Ergebnisse langfristig angelegter 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. Dies können z. B. ein verbesserter Biotopverbund oder Verbesserungen in der Lebensraumqualität der Habitate sein.