

Spontane Wiederbesiedlung eines restituierten Binnendünen-Flutmulden-Vegetationskomplexes im Auengebiet der Hase (Niedersachsen) durch Wildbienen (Hymenoptera: Apoidea)

NINA EXELER und ANSELM KRATOCHWIL

Abstract

Spontaneous recolonisation of a restored inland dunes-flood channel-vegetation complex in the floodplain of the Hase river (Lower Saxony) by wild bees (Hymenoptera: Apoidea)

The realization of a large restoration project in north-western Germany had the aim to restore a typical floodplain composed of inland sand dunes and seasonally flooded grasslands. Within this project, the response of wild-bee communities to such restoration measures was evaluated. Therefore, an analysis of the succession and distribution patterns of wild-bee communities in restored and target habitats was realized including population-genetic studies of two specialized wild-bee species (*Andrena vaga* and *A. fuscipes*) which had the aim to estimate wild-bee dispersal and movement patterns. The results show a rapid colonization of a species-rich wild-bee community reflecting a community composition which is composed of generalists and specialists in similar proportions which was to be expected in this region. The studied habitat types of inland sand dunes and moist grasslands attracted different bee communities but showed a similar pattern of response in restored and target sites suggesting a strong influence of habitat composition. In particular, the proportion of bare ground, moisture conditions of the soil and the quantity of entomophilous plant species had a strong influence on wild-bee-species composition. The structure of bee communities over time was highly variable in both restoration and target sites, indicating a high influence of migration processes. The population-genetic analyses reflect a high dispersal ability and inter-population movement for *A. vaga* and *A. fuscipes*. For both species a high genetic diversity within populations and a low genetic differentiation among populations was found even in the case of great geographical distances. In conclusion, restoration measures proved to be suitable for the conservation of a diverse wild-bee community and a high number of specialized species.

1 Einleitung

Während des letzten Jahrhunderts hat sich das Landschaftsbild Mitteleuropas durch menschliche Einflüsse erheblich verändert. Viele einst halbnatürliche und traditionell bewirtschaftete Lebensräume wurden durch neue landwirtschaftliche Techniken und den

umfangreichen Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden stark beeinträchtigt (BAKKER & BERENDSE 1999; VAN HALDER et al. 2008). Einige der über Jahrhunderte durch extensive zooanthropogene Nutzung geprägten Landschaften (z. B. Hudelandschaften und Kalkmagerrasen) sind mittlerweile selten geworden und stark fragmentiert. Arten, die an diese Lebensräume angepasst sind, gelten daher als besonders gefährdet. Auch viele flussbegleitende Biotopkomplexe wurden über Jahrhunderte extensiv forstlich und landwirtschaftlich genutzt; sie bieten durch ihren Strukturreichtum und ihre Dynamik einen Lebensraum für zahlreiche teilweise hochgradig angepasste Tier- und Pflanzenarten. Im nordwestdeutschen Tiefland kommen in diesen Auenlandschaften aufgrund des sandigen, fluviatilen und aus den Eiszeiten stammenden Substrats Binnendünen vor. Wie in anderen Teilen Europas sind auch in Deutschland die meisten Fließgewässer stark durch anthropogene Einflüsse geprägt (DE WAAL et al. 1995; HUGHES et al. 2005). Vor allem die Begrädnung der Flussläufe und der Bau von Hochwasserdeichen haben zu einem starken Flächenverlust flussbegleitender Auenkomplexe zu Gunsten intensiv landwirtschaftlich genutzter Bereiche geführt. Demzufolge gehören Binnendünen und halbnatürliche Flussauen heute zu den besonders gefährdeten Biotoptypen Mitteleuropas (POTT 1996; RIECKEN et al. 2006). Die gleichzeitige Aufgabe extensiver Landnutzungsformen und der starke oberflächliche und atmosphärische Nährstoffeintrag in noch bestehende halbnatürliche Lebensräume tragen zusätzlich zur Degeneration und zum Verlust dieser Habitate bei (SODERSTROM et al. 2001).

Im nordwestdeutschen Tiefland konnte durch den Rückzug der Landwirtschaft aus Grenzertragsflächen eine partielle Restitution flussnaher Binnendünen-Flutmuldenkomplexe realisiert werden. Dies geschah im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Hasetal: Wiederherstellung der natürlichen Flussdynamik in der Haseaue im Landkreis Emsland“ (REMY 2006) in Verbindung mit dem BMBF-Projekt „Sandökosysteme im Binnenland: Dynamik und Restitution“ (SCHWABE & KRATOCHWIL 2004). Ziel dieses Vorhabens war die Wiederherstellung eines typischen Binnendünen-Flutmuldenkomplexes auf einer Fläche von ca. 50 Hektar (STROH et al. 2005; KRATOCHWIL et al. 2009). Im Rahmen dieses Projektes ist auch die Frage nach der Besiedlungs- und Etablierungsfähigkeit von Wildbienen-Arten berücksichtigt worden, da sie aufgrund ihrer Bestäubungsfunktion die Rolle von Schlüsselarten (key-stone species) einnehmen (KRATOCHWIL 2003) und ihr Fehlen einschneidende Konsequenzen für das jeweilige Ökosystem haben kann (BATRA 1995, TSCHARNTKE 1998). Mit Hilfe verschiedener methodischer Ansätze soll im Rahmen dieser Untersuchung die Struktur von Wildbienen-Gemeinschaften in Restitutions- und Leitbildgebieten miteinander verglichen und das Kolonisations- und Ausbreitungspotenzial ausgewählter Wildbienen-Arten bestimmt werden. Von besonderer Bedeutung für die Besiedlung eines Lebensraums durch Wildbienen ist neben dem Vorkommen bestimmter Nistmöglichkeiten ein ausreichendes qualitatives und quantitatives Angebot entomophiler Pflanzenarten über die gesamte Vegetationsperiode. Demzufolge sollten bei einem Restitutionsvorhaben diese Aspekte berücksichtigt werden. Im Allgemeinen ist eine artenreiche Wildbienen-Gemeinschaft durch Generalisten, Spezialisten und parasitisch lebende Wildbienen-Arten gekennzeichnet (WESTRICH 1989; WILLIAMS et al. 2001). Spezialisierte Wildbienen-Arten besitzen bestimmte Anpassungen in der Nutzung des Pollenangebotes bestimmter Pflanzenarten oder sie verfügen über eine Substrat-

spezifische Nistweise. Deshalb reagieren sie auch sehr schnell auf Eingriffe und Veränderungen ihres Lebensraumes. Die Erfassung von Wildbienen als Indikatoren für den Erfolg von Restitutionsmaßnahmen bietet sowohl die Möglichkeit, Aussagen über die Qualität des restituierten Lebensraumes zu treffen, als auch Rückschlüsse auf wichtige Ökosystem-Funktionen, wie das Bestäubungspotenzial, und damit die dauerhafte Erhaltung bestimmter entomophiler Pflanzenarten, zu ziehen. Folgende Fragen sollen im Rahmen dieser Untersuchung beantwortet werden:

- Wie erfolgreich waren die durchgeführten Restitutionsmaßnahmen unter dem Gesichtspunkt der Kolonisation und Etablierung durch Wildbienen-Arten?
- Welchen Einfluss haben bestimmte Habitatqualitäten und dabei insbesondere das Pollenpflanzen-Angebot auf die Verteilung der Wildbienen-Arten innerhalb der Untersuchungsgebiete?
- Wie sind Wildbienen-Populationen im näheren und weiteren Umfeld der Restitutionsgebiete miteinander vernetzt?

2 Untersuchungsgebiete und Restitutionsmaßnahmen

Die Untersuchungsgebiete (Abb. 1) liegen im Emsland (nordwestliches Niedersachsen), welches durch große Bereiche intensiver landwirtschaftlicher Nutzung geprägt ist. Als Leitbild für die Restitution diente das Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ (im Folgenden als „Biener Busch“ bezeichnet), welches eine Größe von 24 Hektar hat und sich über ausgedehnte Terrassensande entlang der Ems erstreckt. Es handelt sich um eine extensiv mit Rindern bewirtschaftete Hudelandschaft mit großflächigen Sandtrockenrasen (*Spergulo vernalis-Corynephorum canescentis* [R. Tx. 1928] Libbert 1934), Flutrasen und uferbegleitenden Weidegebüsch (POTT & HÜPPE 1991). Die Restitutionsflächen befinden sich in zwei aufeinanderfolgenden Fluss Schleifen der Hase („Hammer Schleife“ und „Wester Schleife“) mit einer Größe von 37 und 12 Hektar. Über Jahrzehnte wurden die eingedeichten und eingeebneten Flächen intensiv landwirtschaftlich genutzt. Im Spätsommer 2001 konnte der ursprüngliche Zustand wieder hergestellt werden. Die Hochwasserdeiche wurden entfernt und zurückverlegt und neue Dünenzüge aufmodelliert (REMY & ZIMMERMANN 2004; KRATOCHWIL et al. 2009). Im Restitutionsgebiet „Hammer Schleife“ blieben während der Maßnahmen ein altes Dünenfragment (östlicher Teil) und eine Heidenelkenflur (*Dianthus deltoideus-Armeria elongata* Krausch 1959, nördlicher Teil) erhalten. Die Etablierung einer typischen Vegetation wurde durch Beimpfung mit Diasporen-haltiger Streu der Sandtrockenrasen-Vegetation in trockenen Bereichen der neu entstandenen Dünenzüge gefördert; frische Standorte wurden mit einer Saatgut-Mischung magerer Standorte behandelt (Saatgutmischung N1 „Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten Nordrhein-Westfalen, LÖBF). Nach Abschluss dieser Maßnahmen dient ein extensives Beweidungsmanagement mit Rindern der Erhaltung des offenen Charakters dieser Flächen (0,6 bis 0,8 Großvieheinheiten pro Hektar).

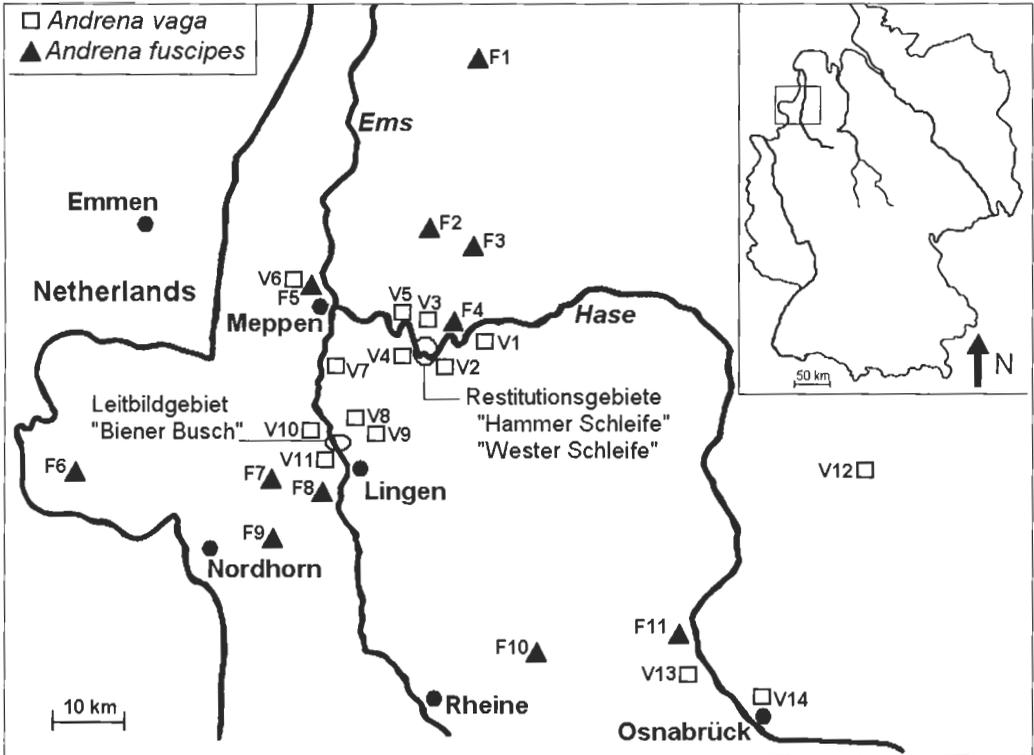


Abb. 1: Lage der Restitutionsgebiete „Hammer Schleife“ und „Wester Schleife“ an der Hase und der Leitbildfläche „Biener Busch“ an der Ems. Fundorte von Populationen der Sandbienen-Arten *Andrena vaga* (V) und *A. fuscipes* (F).

3 Methoden

3.1 Rasterbasierte Erfassung der Wildbienen und entomophilen Pflanzenarten

In allen Untersuchungsgebieten wurde ein System georeferenzierter Rasterpunkte im Abstand von 50 Metern eingerichtet. An diesem orientierten sich im Jahr 2005 die Wildbienen-Beobachtungen, die Aufnahme der Vegetation und die Quantifizierung entomophiler Pflanzenarten. Von April bis September wurden an ausgewählten Rasterpunkten die Wildbienen mit Hilfe von Netzfängen wöchentlich beim Blütenbesuch erfasst und über blühphänologische Aufnahmen das Pollenpflanzen-Angebot quantitativ in einem Radius von acht Metern um die Rasterpunkte ermittelt. Insgesamt wurden 49 Rasterpunkte in Leitbild- und Restitutionsflächen ausgewählt (16 Punkte im Leitbildgebiet „Biener Busch“ und 33 Punkte in den Restitutionsgebieten „Hammer Schleife“ und „Wester Schleife“), die in jeder Fläche zwei unterschiedlichen Habitattypen zugeordnet werden konnten: trockenere, offenere Bereiche (Binnendünen) sowie frischere Grünlandstandorte höherer Vegetationsdeckung jeweils getrennt nach Leitbild- und Restitutionsgebieten. Die Wildbienen-Vorkommen sowie das Vorkommen spezialisierter (oligolektischer und habitat-

spezifischer) Arten der einzelnen Rasterpunkte einschließlich der gewonnenen Pollenquellen-Daten konnten zur Analyse der Verteilung der Arten auf den Untersuchungsflächen herangezogen werden, wobei die Habitattypen „frisch“ und „trocken“ miteinander verglichen wurden. Über Korrelationsanalysen wurde der Einfluss der Umweltvariablen auf die Wildbienen-Vorkommen getestet. Alle statistischen Analysen erfolgten mit dem Programm R 2.7.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2008). Signifikante Unterschiede sind im Text und in Abbildungen durch Sternchen gekennzeichnet (* $P \leq 0,5$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$).

3.2 Farbschal-basierte Erfassung der Wildbienen in der Silbergras- und Heidenelken-Flur

Zusätzlich wurden in allen Gebieten Weideausschlussflächen (Exclosures) zur Erfassung der Vegetationsentwicklung und zur Installation von Farbschalen errichtet. Diese Flächen gehören zwei verschiedenen Vegetationstypen an, der Silbergrasflur (Spergulo-Corynephoretum) mit drei Flächen im Leitbild- und drei Flächen im Restitutionsgebiet, und der Heidenelken-Flur (Diantho-Armerietum) mit zwei Flächen im Leitbild- und zwei Flächen im Restitutionsgebiet. Jede dieser Flächen wurde zur Wildbienen-Erfassung in den Jahren 2003, 2005 und 2006 mit zwei weißen und zwei gelben Farbschalen (Durchmesser 18 cm; 40 cm über dem Boden im Abstand von fünf Metern) ausgestattet. Als Fangflüssigkeit diente Ethylenglykol, die Leerung erfolgte in einem 14-tägigen Rhythmus von April bis September. Die Wildbienen-Erfassungen der einzelnen Exclosure-Flächen wurden mit Hilfe einer kanonischen Korrespondenzanalyse (Canoco for Windows 4.51, TER BRAAK & SMILAUER 2002) analysiert, wobei die Farbschalen einer Untersuchungsfläche zusammengefasst wurden. Die Signifikanz der einzelnen Umweltvariablen wurde mit Hilfe eines Monte-Carlo-Permutationstests (499 Permutationen) ermittelt.

3.3 Populationsgenetische Analysen am Beispiel zweier Sandbienen-Arten

Die Vernetzung von Wildbienen-Populationen im näheren und weiteren Umfeld der Untersuchungsgebiete (Abb. 1) wurde am Beispiel der beiden spezialisierten Sandbienen-Arten *Andrena vaga* und *A. fuscipes* mit Hilfe populationsgenetischer Methoden untersucht.

Bei der Sandbiene *A. vaga* handelt es sich um eine auf Weiden (*Salix*) als Pollenquelle spezialisierte (oligolektische) Art, die als Pionier in den Auenlandschaften Norddeutschlands häufig vorkommt. Die auf Heidekraut (*Calluna vulgaris*) als Pollenquelle spezialisierte Sandbiene *A. fuscipes* gilt dagegen als gefährdete Art, deren Lebensraum, die trockene Sandheide, stark von Fragmentierung betroffen ist. 254 Individuen aus 14 Populationen von *A. vaga* (Abb. 1) und 195 Individuen aus 12 Populationen von *A. fuscipes* (Abb. 1) wurden mit Hilfe von Mikrosatelliten-Markern (PAXTON et al. 1996; MOHRA et al. 2000) populationsgenetisch analysiert. Die Auswertung der Daten erfolgte mit Hilfe der Software GenAIEX (PEAKALL & SMOUSE 2006).

4 Ergebnisse

4.1 Wildbienen-Erfassung in Leitbild- und Restitutionsgebieten

Die Erfassung der Wildbienen über Netzfang im Bereich der Rasterpunkte erstreckte sich über einen Zeitraum von 21 Wochen (erster Nachweis: 07.04.2005, letzter Nachweis: 31.08.2005). Dabei konnten insgesamt 61 Wildbienen-Arten festgestellt werden (1334 Individuen, Tab. 1).

Tab. 1: Wildbienen-Artenliste der Untersuchungsgebiete. Getrennte Auflistung der Arten nach Erfassungsmethode (Farbschalerfassung: F; rasterbasierte Erfassung: R), Untersuchungsgebiet (Leitbild: L; Restitution: R) und Vegetation bzw. Standorttyp (Spergulo-Corynephoretum: C; Diantho-Armerietum: D; Standort frisch: F; Standort trocken: T).

	F LC	F RC	F LD	F RD	R LF	R LT	R RF	R RT
<i>Andrena angustior</i> (Kirby 1802)	2	2	1	0	0	0	0	0
<i>Andrena apicata</i> Smith 1847	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Andrena barbilabris</i> (Kirby 1802)	47	46	24	33	1	1	5	5
<i>Andrena carantonica</i> Pérez 1902	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Andrena cineraria</i> (Linnaeus 1758)	166	31	52	7	0	0	0	0
<i>Andrena clarkella</i> (Kirby 1802)	18	25	13	26	0	0	0	0
<i>Andrena denticulata</i> (Kirby 1802)	2	2	2	6	0	1	5	10
<i>Andrena dorsata</i> (Kirby 1802)	9	6	3	8	1	0	1	1
<i>Andrena flavipes</i> Panzer 1799	28	36	9	33	0	0	0	1
<i>Andrena fulva</i> (Müller 1766)	67	11	8	8	0	1	0	0
<i>Andrena fuscipes</i> (Kirby 1802)	0	0	0	0	0	5	0	0
<i>Andrena gravida</i> Imhoff 1832	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Andrena haemorrhoa</i> (Fabricius 1781)	297	108	251	72	2	5	0	0
<i>Andrena helvola</i> (Linnaeus 1758)	8	3	1	1	0	0	0	0
<i>Andrena humilis</i> Imhoff 1832	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Andrena lapponica</i> Zetterstedt 1838	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Andrena nigriceps</i> (Kirby 1802)	0	3	9	0	0	0	3	3
<i>Andrena nigroaenea</i> (Kirby 1802)	3	13	14	16	0	0	0	0
<i>Andrena nitida</i> Müller (1776)	56	11	14	9	2	5	4	0
<i>Andrena ovatula</i> (Kirby 1802)	2	4	0	1	0	0	0	1
<i>Andrena praecox</i> (Scopoli 1763)	45	2	1	1	0	0	0	0
<i>Andrena subopaca</i> Nylander 1884	1	0	0	0	0	6	0	0
<i>Andrena synadelpha</i> Perkins 1914	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Andrena tibialis</i> (Kirby 1802)	6	0	0	1	0	0	0	0

	F LC	F RC	F LD	F RD	R LF	R LT	R RF	R RT
<i>Andrena vaga</i> Panzer 1799	474	129	44	72	0	2	0	0
<i>Andrena varians</i> (Kirby 1802)	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Anthidium strigatum</i> (Panzer 1805)	0	0	0	0	0	3	0	1
<i>Bombus hortorum</i> (Linnaeus 1761)	1	0	2	1	0	0	0	0
<i>Bombus hypnorum</i> (Linnaeus 1758)	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bombus lapidarius</i> (Linnaeus 1758)	42	36	27	16	18	37	75	36
<i>Bombus lucorum</i> (Linnaeus 1761)	71	69	79	62	0	1	7	2
<i>Bombus pascuorum</i> (Scopoli 1763)	45	17	10	14	10	21	18	11
<i>Bombus pratorum</i> (Linnaeus 1761)	35	52	35	46	6	11	35	12
<i>Bombus terrestris</i> (Linnaeus 1758)	121	96	64	53	8	21	48	23
<i>Chelostoma florissomne</i> (Linnaeus 1758)	2	0	1	0	0	3	0	0
<i>Coelioxys inermis</i> (Kirby 1802)	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Coelioxys mandibularis</i> Nylander 1848	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Colletes cunicularius</i> (Linnaeus 1761)	1311	5	1	7	3	2	0	0
<i>Colletes daviesanus</i> Smith 1846	1	1	1	0	0	0	5	3
<i>Colletes fodiens</i> (Geoffroy 1785)	18	22	12	15	0	1	16	14
<i>Colletes succinctus</i> (Linnaeus 1758)	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Dasyglossa hirtipes</i> (Fabricius 1793)	128	72	32	85	24	141	82	130
<i>Epeolus cruciger</i> (Panzer 1799)	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Epeolus variegatus</i> (Linnaeus 1758)	0	0	2	0	3	9	10	8
<i>Halictus confusus</i> Smith 1853	2	5	0	1	0	0	0	0
<i>Halictus rubicundus</i> (Christ 1791)	1	6	4	5	0	1	0	0
<i>Halictus tumulorum</i> (Linnaeus 1758)	2	2	0	1	0	3	0	0
<i>Heriades truncorum</i> (Linnaeus 1758)	5	9	14	5	0	0	0	5
<i>Hylaeus gibbus</i> Saunders 1850	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hylaeus pectoralis</i> Förster 1871	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lasioglossum brevicorne</i> (Schenck 1870)	2	1	0	0	0	3	0	0
<i>Lasioglossum calceatum</i> (Scopoli 1763)	129	363	284	254	2	9	3	2
<i>Lasioglossum leucopus</i> (Kirby 1802)	0	4	2	4	0	5	1	2
<i>Lasioglossum leucozonium</i> (Schrank 1781)	21	50	6	34	5	35	14	45
<i>Lasioglossum lucidulum</i> (Schenck 1861)	1	3	2	5	0	1	0	2
<i>Lasioglossum minutissimum</i> (Kirby 1802)	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lasioglossum morio</i> (Fabricius 1793)	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lasioglossum pauxillum</i> (Schenck 1853)	4	1	0	0	0	0	0	0

	F LC	F RC	F LD	F RD	R LF	R LT	R RF	R RT
<i>Lasioglossum prasinum</i> (Smith 1848)	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i> (Schenck 1861)	2	5	2	4	0	1	1	0
<i>Lasioglossum quadrinotatum</i> (Kirby 1802)	20	319	91	185	2	8	4	11
<i>Lasioglossum semilucens</i> (Alfken 1914)	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lasioglossum sexnotatum</i> (Kirby 1802)	203	24	7	25	0	2	0	0
<i>Lasioglossum sexstrigatum</i> (Schenck 1870)	109	15	0	4	0	1	0	0
<i>Lasioglossum villosulum</i> (Kirby 1802)	2	14	1	4	0	3	0	14
<i>Lasioglossum zonulum</i> (Smith 1848)	3	7	0	5	0	0	0	0
<i>Megachile circumcincta</i> (Kirby 1802)	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Megachile versicolor</i> (Smith 1844)	4	2	3	4	0	1	0	1
<i>Megachile willughbiella</i> (Kirby 1802)	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Melitta haemorrhoidalis</i> (Fabricius 1775)	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Nomada alboguttata</i> Herrich-Schäffer 1839	3	6	0	1	0	0	4	4
<i>Nomada ferruginata</i> (Linne 1767)	6	0	0	2	0	0	0	0
<i>Nomada flava</i> (Panzer 1798)	10	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nomada flavoguttata</i> (Kirby 1802)	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nomada fucata</i> Panzer 1798	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nomada fulvicornis</i> (Fabricius 1793)	3	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nomada incisa</i> Schmiedeknecht 1882	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Nomada lathburiana</i> (Kirby 1802)	3	3	0	2	0	1	1	0
<i>Nomada leucophthalma</i> (Kirby 1802)	2	1	1	3	0	0	0	0
<i>Nomada marshamella</i> (Kirby 1802)	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Nomada rufipes</i> (Fabricius 1793)	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Nomada signata</i> Jurine 1807	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nomada striata</i> (Fabricius 1793)	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nomada succincta</i> Panzer 1798	6	0	0	1	0	0	0	1
<i>Nomada zonata</i> Panzer 1798	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Osmia bicornis</i> (Linnaeus 1758)	21	2	2	1	0	0	0	0
<i>Osmia cornuta</i> (Latreille 1805)	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Osmia leaiana</i> (Kirby 1802)	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Panurgus banksianus</i> (Kirby 1802)	0	50	84	36	0	4	5	13
<i>Panurgus calcaratus</i> (Scopoli 1763)	40	114	46	111	1	83	19	42
<i>Psithyrus bohemicus</i> (Seidl 1838)	16	30	19	49	0	1	4	0

	F LC	F RC	F LD	F RD	R LF	R LT	R RF	R RT
<i>Psithyrus sylvestris</i> (Lepeletier 1832)	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Sphecodes albilabris</i> (Fabricius 1793)	10	0	0	0	0	4	1	2
<i>Sphecodes crassus</i> (Thomson 1870)	3	2	1	1	0	0	0	1
<i>Sphecodes ephippus</i> (Linnaeus 1767)	2	6	1	3	0	1	0	0
<i>Sphecodes marginatus</i> von Hagens 1882	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphecodes pellucidus</i> Smith 1845	0	10	3	5	0	0	3	2
<i>Sphecodes puncticeps</i> Thomson 1870	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Sphecodes reticulatus</i> Thomson 1870	3	13	1	4	0	1	0	1
<i>Stelis breviscula</i> (Nylander 1848)	0	0	1	2	0	0	0	0
<i>Stelis phaeoptera</i> (Kirby 1802)	1	0	0	0	0	0	0	0

Sowohl im Leitbild- als auch in den Restitutionsgebieten ist die Wildbienen-Diversität an trockeneren Standorten höher. Auch die Arten- und Individuenzahl spezialisierter Wildbienen ist hier deutlich höher (ANOVA Artenzahl: $F_{1,45} = 24,1^{***}$; Individuenzahl: $F_{1,45} = 29,5^{***}$; Abb. 2). Auffällig ist, dass der zu Grunde liegende Habitattyp („trocken“ und „frisch“) einen stärkeren Einfluss auf die Struktur der Wildbienen-Gemeinschaft hat als die Unterscheidung zwischen Leitbild- und Restitutionsgebiet.

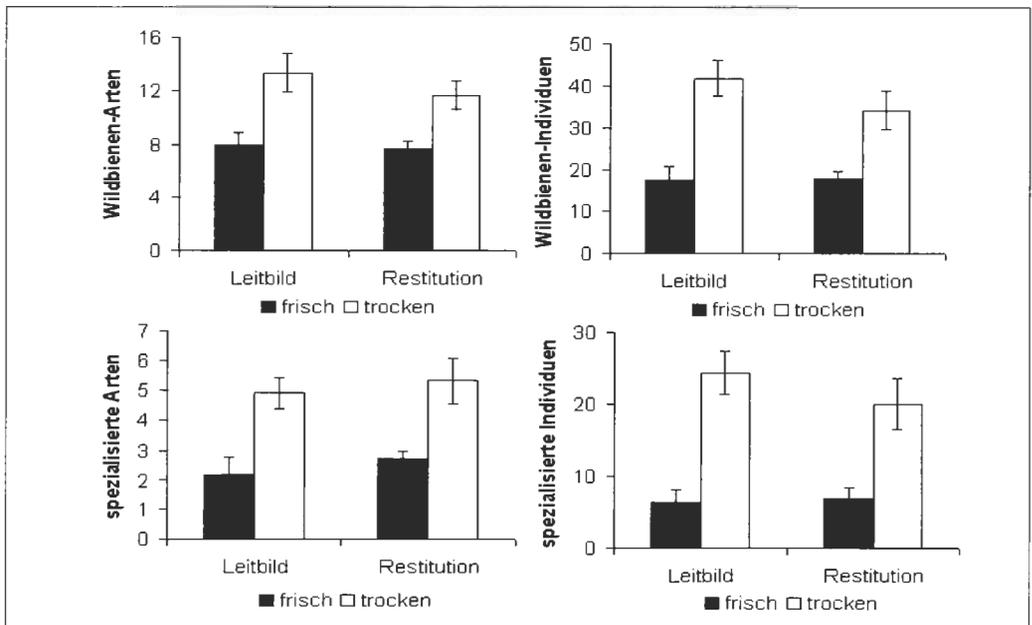


Abb. 2: Wildbienen: Artenzahl, Individuenzahl, Anzahl spezialisierter Arten und Individuen in den Habitattypen „frisch“ und „trocken“ im Leitbild- und im Restitutionsgebiet. Signifikante Unterschiede sind durch verschiedene Buchstaben gekennzeichnet (pairwise t-test with Bonferroni corrections).

In Abbildung 3 ist die Korrelation einzelner Umweltvariablen (Feuchtezahl nach ELLENBERG et al. 1992, Gesamtdeckung der Vegetation, Anteil Offenboden sowie verschiedene Pollenquellen) mit der Diversität verschiedener funktioneller Wildbienen-Gruppen dargestellt. Hier wird deutlich, dass der Faktor „Feuchte“ sowie die Gesamtdeckung der Vegetation einen negativen Einfluss auf die Diversität verschiedener Wildbienen-Gruppen haben. Dagegen ist der Anteil offener Bodenstellen signifikant mit dem Gesamt-Artenreichtum, der Anzahl parasitischer Wildbienen-Arten und der Anzahl von der Körpergröße her kleinerer Arten positiv korreliert. Die wichtigsten Pollenquellen waren in allen Untersuchungsgebieten die beiden Asteraceen-Arten *Leontodon saxatilis* und *Hypochaeris radicata*. Sie gaben den Ausschlag für den besonders hohen Artenreichtum im Pollensammeln spezialisierter Wildbienen-Arten. Die Fabaceen-Arten *Trifolium repens* und *Lotus corniculatus* waren vor allem an feuchteren Standorten in hoher Abundanz vorhanden und wurden hauptsächlich von Hummelarten (*Bombus*) als Pollenquelle genutzt.

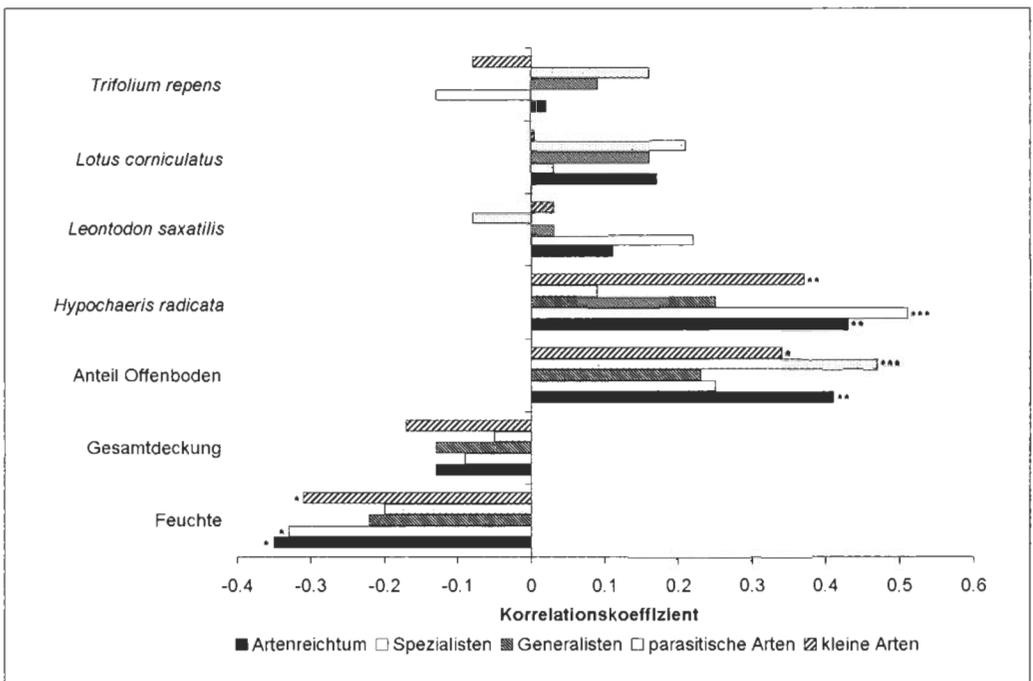


Abb. 3: Korrelation verschiedener Umweltvariablen (Feuchtezahl nach ELLENBERG et al. 1992 = Feuchte, Gesamtdeckung der Vegetation, Anteil Offenboden sowie verschiedene Pollenquellen) mit der Diversität verschiedener funktioneller Wildbienen-Gruppen. Signifikante Korrelationen (Pearson's Product-Moment correlation coefficient) sind durch Sternchen gekennzeichnet.

Die multivariate Analyse der Wildbienen-Vorkommen in den einzelnen Weideausschlussflächen zeigt unter Berücksichtigung mehrerer Jahre eine nahe Lage der Punkte der Wildbienen-Gemeinschaften der Leitbildflächen des Spergulo-Corynephoretum. Eine größere flächenhafte Verteilung zeigen die Punkte der Wildbienen-Vorkommen der Leitbildflä-

chen des Diantho-Armerietum sowie die der Restitutionsflächen beider Vegetationstypen. Für beide ist eine nahe Lage der Punkte der Wildbienen-Gemeinschaften der Restitutionsflächen an die der jeweiligen Leitbildflächen feststellbar (Abb. 4). Die Umweltvariablen zeigen, dass auch hier die Feuchteverhältnisse der jeweiligen Standorte einen großen Einfluss auf die Zusammensetzung der Wildbienen-Gemeinschaft haben (Monte-Carlo Permutationstest, $F = 3,81^{***}$). Die Artenzusammensetzung der Wildbienen-Gemeinschaft der Flächen des Diantho-Armerietum wird durch eine höhere Vegetationsdeckung, einen hohen Anteil entomophiler Pflanzenarten und einen höheren Feuchtwert beeinflusst. Die Wildbienen-Gemeinschaften der Flächen des Spergulo-Corynephoretum bevorzugen dagegen trockenere Bodenverhältnisse und eine geringere Vegetationsdeckung.

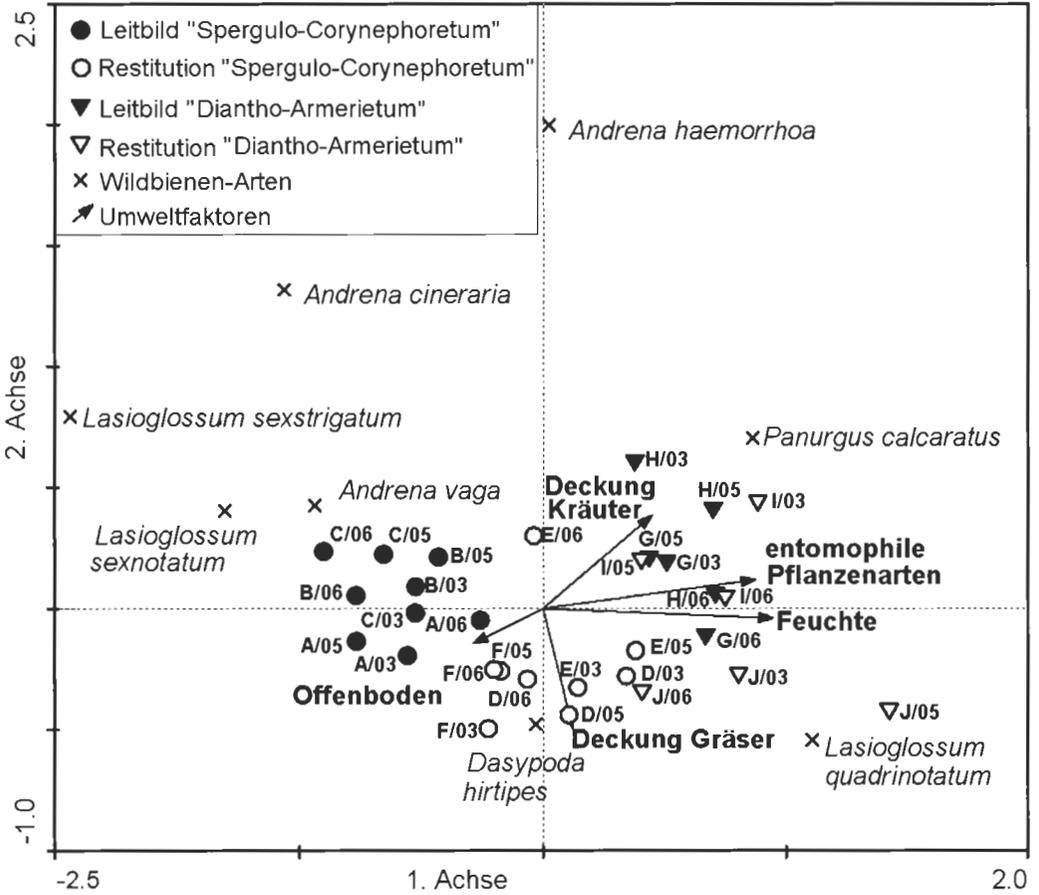


Abb. 4: Kanonische Korrespondenzanalyse der Wildbienen-Vorkommen innerhalb der Weideausschlussflächen der Jahre 2003, 2005 und 2006. A-C: Leitbild Spergulo-Corynephoretum; D-F: Restitution Spergulo-Corynephoretum; G und H: Leitbild Diantho-Armerietum; I und J: Restitution Diantho-Armerietum (1. Achse Eigenwert = 0,26; 2. Achse Eigenwert = 0,07).

4.2 Populationsgenetische Untersuchungen

Die populationsgenetischen Analysen von *Andrena vaga* und *A. fuscipes* zeigen eine starke Vernetzung der Populationen im näheren und weiteren Umfeld der Restitutionsgebiete (Abb. 5). Für keine der beiden Arten konnte ein erheblicher Einfluss der geographischen

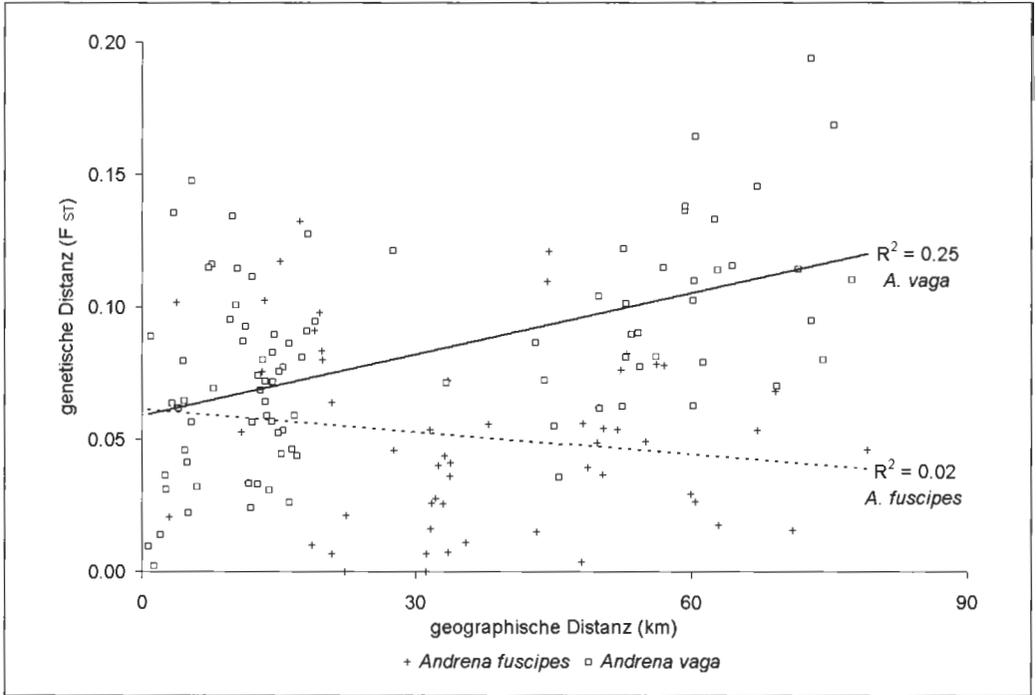


Abb. 5: Korrelation zwischen genetischer Distanz (FST) und geographischer Distanz (Kilometer) für die Populationen von *Andrena vaga* und *A. fuscipes*.

Tab. 2: Populationsgenetische Merkmale der Sandbienen *Andrena vaga* (Populationen V) und *A. fuscipes* (Populationen F). N: Anzahl Individuen; GD: mittlere genetische Diversität (Nei 1987); A: mittlere Anzahl Allele.

<i>Andrena vaga</i>	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8	V9	V10	V11	V12	V13	V14
N	21	23	11	19	22	12	17	19	18	20	19	18	18	17
GD	0,80	0,84	0,85	0,83	0,78	0,79	0,79	0,75	0,86	0,83	0,78	0,77	0,78	0,79
A	7,17	8,67	7,50	7,67	8,33	7,17	6,17	6,67	8,33	8,17	7,17	6,83	7,50	6,67
<i>Andrena fuscipes</i>	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11			
N	15	23	8	20	8	20	10	20	16	26	21			
GD	0,73	0,68	0,68	0,73	0,66	0,67	0,72	0,78	0,72	0,75	0,75			
A	8,33	7,00	7,83	6,17	4,50	7,67	9,00	8,50	5,17	9,50	8,50			

Distanz auf die genetische Distanz festgestellt werden. Entgegen der Erwartungen sind die genetischen Distanzen zwischen Populationen der selteneren Heidekraut-Sandbiene *Andrena fuscipes* sogar geringer als zwischen Populationen der größeren und häufigeren Weiden-Sandbiene *A. vaga*. Die genetische Diversität variiert zwar zwischen den Populationen, sie ist aber generell sehr hoch (Tab. 2). Die mittlere Anzahl der Allele pro Locus und Population lag zwischen 4,5 und 9, die genetische Diversität zeigte Werte zwischen 0,66 und 0,86.

5 Diskussion und Schlussfolgerungen

Durch die Wiederherstellung einer halbnatürlichen, extensiv beweideten, von Binnendünen und Flutmulden geprägten Flusslandschaft im Bereich der „Hammer Schleife“ und „Wester Schleife“ bei Haselünne auf ehemals landwirtschaftlich intensiv bewirtschafteten Flächen war es möglich, die Besiedlung dieses restituierten Lebensraumes durch Wildbienen zu untersuchen. Im Vordergrund standen dabei die Analyse des Besiedlungspotenzials und die Nutzung der vorhandenen Ressourcen (Pollenquellen entomophiler Pflanzenarten, Nistplätze) durch Wildbienen. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist die Frage nach der Eignung des restituierten Sandökosystems als Lebensraum für sandspezifische und bestandsbedrohte Wildbienen-Arten von besonderem Interesse. Für diese Restitutionsmaßnahme diente das Naturschutzgebiet „Sandtrockenrasen am Biener Busch“ als Leitbildgebiet und somit als Maßstab für mögliche Zielzustände im Restitutionsgebiet. Im Rahmen der Untersuchung sollten auf der Basis des Leitbildgebietes Aussagen über die mögliche Struktur einer Wildbienen-Gemeinschaft in diesem Naturraum und den vorauszusetzenden Umweltbedingungen getroffen werden. Dazu war es notwendig, die Wildbienen-Zönose dieses Sandökosystems zu charakterisieren, um anschließend einen Vergleich zwischen der Wildbienen-Gemeinschaft der Restitutionsflächen und der Leitbildfläche ziehen zu können. Die Erfassung von Ressourcen und Wildbienen auf der Basis eines Rasterpunktsystems hat sich dabei als geeignete Methode zur Analyse räumlicher Verteilungsmuster von Wildbienen herausgestellt. Die Verteilung der Wildbienen auf den Untersuchungsflächen wird maßgeblich vom lokalen Blütenangebot, von der Verfügbarkeit offener Bodenstellen und den Feuchteverhältnissen des Bodens gesteuert. Ein solcher Zusammenhang zwischen dem Vorkommen bestimmter Pollenquellen bzw. der Zusammensetzung der Vegetation und der Wildbienen-Diversität konnten auch POTTS et al. (2003) nachweisen. Hinsichtlich der Artenzusammensetzung zeichnet sich das Leitbildgebiet durch einen hohen Anteil in ihrem Blütenbesuch spezialisierter Arten sowie sandspezifischer Arten aus. Neben aentypischen Wildbienen-Arten, die in ihrem Blütenbesuch vor allem auf *Salix*-Arten spezialisiert sind, finden sich auch solche, die als Charakterarten für Sandökosysteme bezeichnet werden können. Auch im Restitutionsgebiet ist bereits wenige Jahre nach Abschluss der Restitutionsmaßnahmen eine artenreiche Wildbienen-Gemeinschaft zu finden. Als besonders artenreiche Standorte haben sich in den Leitbild- und Restitutionsgebieten die trockeneren, offeneren Dünenbereiche herausgestellt. In diesen Bereichen wirkt sich das kleinräumige Mosaik aus Nistmöglichkeiten und potenziellen Pollenquellen positiv auf die Wildbienen-Diversität aus. Besonders für Wildbienen-Arten mit einer geringen Körpergröße und einem eingeschränkten Aktionsradius ist eine enge Verzahnung dieser Habitatstrukturen von besonderer Bedeutung

(GATHMANN & TSCHARNTKE 2002). Frischere Grünlandstandorte dienen vor allem Wildbienen-Generalisten (z. B. Vertretern der Gattung *Bombus*) als Nahrungshabitat. Die Asteraceen *Hypochaeris radicata* und *Leontodon saxatilis* spielen als Pollenquellen im Gebiet eine besonders große Rolle und begünstigen das Vorkommen zahlreicher auf diese Pflanzenfamilie spezialisierter Arten.

Die Ergänzung der rasterbasierten Wildbienen-Beobachtungen durch den Einsatz von Farbschalen ermöglicht besonders die Erfassung von früh im Jahr fliegenden Wildbienen-Arten, darunter viele Weidenspezialisten. Die Wildbienen-Gemeinschaften der untersuchten Vegetationstypen Spergulo-Corynephorum und Diantho-Armerietum lassen sich deutlich voneinander abgrenzen. Während die Flächen des Diantho-Armerietum durch eine höhere Vegetationsdeckung und feuchtere Bedingungen geprägt sind, weisen die Flächen des Spergulo-Corynephorum einen höheren Offenbodenanteil und trockenere Bedingungen auf. Der Faktor „Feuchte“ hat auch hier einen signifikanten Einfluss auf die Struktur der Wildbienen-Gemeinschaften. Zwischen den Jahren zeigen sich Unterschiede in der Zusammensetzung der Wildbienen-Gemeinschaften, die in den Restitutionsflächen am stärksten sind. Diese Schwankungen deuten auf eine hohe Migrationsrate hin, werden aber auch als typisches Phänomen innerhalb von Wildbienen-Gemeinschaften beschrieben (WILLIAMS et al. 2001; FORUP et al. 2008).

Die schnelle Besiedlung der restituierten Lebensräume durch eine sehr artenreiche Wildbienen-Gemeinschaft insbesondere spezialisierter Wildbienen-Arten lässt vermuten, dass das Kolonisationspotenzial für Wildbienen-Arten bisher unterschätzt wurde. Untersuchungen zur Biologie und besonders zur Populationsgenetik spezialisierter Wildbienen-Arten ließen bisher eher auf eine reduzierte Ausbreitungsfähigkeit und ein reduziertes Anpassungsvermögen dieser Arten schließen (PACKER et al. 2005; ZAYED et al. 2005). Demgegenüber belegen jedoch neuere Untersuchungen (BEIL et al. 2008), dass auch von der Körpergröße her kleinere Wildbienen-Arten größere Entfernungen gut zurücklegen können. Die populationsgenetischen Untersuchungen der Sandbienenarten *Andrena vaga* und *A. fuscipes* zeigen ebenfalls eine geringere genetische Differenzierung der Populationen auch über große geographische Distanzen. Auch in stärker fragmentierten Lebensräumen, wie z.B. den von *Calluna vulgaris* dominierten trockenen Sandheiden, ist die genetische Variabilität der Wildbienen-Populationen hoch. Ein erhöhtes Aussterberisiko für Spezialisten kann demnach nicht generell angenommen werden; das Überleben dieser Arten hängt primär von der Verfügbarkeit geeigneter Ressourcen und Requisiten ab.

Die im Rahmen dieser Untersuchung angewandten Methoden zeigen, dass Wildbienen über ein hohes Besiedlungspotenzial verfügen und sich besonders als Indikatoren für die Bewertung von Restitutionsmaßnahmen eignen. Für den Schutz spezialisierter und gefährdeter Wildbienen Arten ist die Restitution von Lebensräumen von hoher Bedeutung und kann dazu beitragen, den regionalen Artenpool aufrecht zu erhalten. Besonders wertvolle Standorte sind solche, die eine kleinräumige Verzahnung von Pollenquellen und Nistmöglichkeiten in Form offener Bodenstrukturen bieten. Der Erhalt solcher Bereiche durch dynamisierende Faktoren ist zwingend erforderlich.

Zusammenfassung

Im nordwestdeutschen Tiefland konnte auf einer Fläche von 50 Hektar ein Binnendünen-Flutmulden-Komplex in zwei Mäanderschleifen des Flusses „Hase“ (Haselünne, Emsland) wiederhergestellt werden. Im Rahmen dieses Projekts wurde die Besiedlung der restituierten Lebensräume durch Wildbienen über mehrere Jahre in Restitutions- und Leitbildgebieten verfolgt. Ziel dieser Untersuchung war die Analyse der Kolonisations- und Etablierungsfähigkeit von Wildbienen in restituierten Sandökosystemen mit Hilfe populationsgenetischer (Populationsgenetik der spezialisierten Sandbienen *Andrena vaga* und *A. fuscipes*) und freilandökologischer Methoden (Raster- und Farbschal-basierte Erfassung). Die Ergebnisse zeigen eine sehr schnelle Besiedlung der restituierten Lebensräume durch eine artenreiche Wildbienen-Gemeinschaft. Bereits nach kurzer Zeit sind viele hochgradig spezialisierte Arten in den Restitutionsflächen zu finden. Die Gemeinschaftsstruktur schwankt in ihrer Artenzusammensetzung zwischen den Jahren, was einerseits auf eine hohe Kolonisationsrate schließen lässt, andererseits aber auch ein Hinweis darauf ist, dass sich nicht alle einwandernden Arten etablieren können. Die Verteilung der verschiedenen Wildbienen-Arten innerhalb der Untersuchungsgebiete wird von folgenden Umweltfaktoren bestimmt: Verfügbarkeit offener Bodenstellen, Feuchteverhältnisse des Bodens und lokales Blütenangebot. Die untersuchten Lebensraumtypen der trockeneren Dünen- und frischeren Grünlandstandorte werden durch unterschiedliche Wildbienen-Gemeinschaften genutzt. Die populationsgenetischen Analysen zeigen für die beiden im Pollensammeln spezialisierten Arten *Andrena vaga* und *A. fuscipes* eine hohe genetische Variabilität innerhalb der Populationen sowie eine geringe genetische Differenzierung auch über größere geographische Distanzen. Für den Schutz spezialisierter und gefährdeter Wildbienen-Arten ist die Restitution von Lebensräumen von hoher Bedeutung und kann dazu beitragen, den regionalen Artenpool aufrecht zu erhalten.

Danksagung

Für die finanzielle Unterstützung bedanken wir uns bei dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (Bonn), beim Bundesamt für Naturschutz (Bonn) und der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Osnabrück), für die gute Kooperation bei der Bezirksregierung Weser-Ems (Oldenburg), dem Landkreis Emsland (Meppen), der Unteren Naturschutzbehörde (Lingen) und den beteiligten Landwirten (Emsland). R. Cezanne und M. Eichler übernahmen Teile des Vegetationsmonitoring, D. Remy, A. Möhlmeyer, B. Pahlmann, A. Tschuschke, T. Eggers und A. Hochkirch unterstützten uns in organisatorischen und technischen Belangen.

Literatur

- BAKKER, J.P. & BERENDSE, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. – *Trends in Ecology & Evolution* 14 (219): 63-68.
- BATRA, S.W.T. (1995): Bees and pollination in our changing environment. – *Apidologie* 26: 361-370.
- BEIL, M., HORN, H. & SCHWABE, A. (2008): Analysis of pollen loads in a wild bee community (Hymenoptera: Apidae) – a method for elucidating habitat use and foraging distances. – *Apidologie* 39: 456-467.
- DE WAAL, L.C., LARGE, A.R.G., GIPPEL, C.J. & WADE, P.M. (1995): River and floodplain rehabilitation in Western Europe: Opportunities and constraints. – *Archiv fuer Hydrobiologie Supplementband* 101 (197): 679-693.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISSEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – *Scripta Geobotanica* 18 (129): 1-248.
- FORUP, M.L., HENSON, K.S.E., CRAZE, P.G. & MEMMOTT, J. (2008): The restoration of ecological interactions: plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. – *Journal of Applied Ecology* 45 (152): 742-752.
- GATHMANN, A. & TSCHARNTKE, T. (2002): Foraging ranges of solitary bees. – *Journal of Animal Ecology* 71 (117): 757-764.
- HUGHES, F.M.R., COLSTON, A. & MOUNTFORD, J.O. (2005): Restoring riparian ecosystems: The challenge of accommodating variability and designing restoration trajectories. – *Ecology and Society* 10 (198): 12.
- KRATOCHWIL, A. (2003): Bees (Hymenoptera: Apoidea) as keystone species: specifics of resource and requisite utilisation in different habitat types. – *Ber. d. Reinh. Tüxen-Ges.* 15: 59-77.
- KRATOCHWIL, A., STROH, M., DITTRICH, S. & REMY, D. (2009): Binnendünen-Flutmulden-Renaturierung im Auengebiet der Hase (Niedersachsen) – eine Bilanz nach sieben Jahren. – *Natursch. Biol. Vielf.* 73: 93-107.
- MOHRA, C., FELLENDORF, M., SEGELBACHER, G. & PAXTON, R.J. (2000): Dinucleotide microsatellite loci for *Andrena vaga* and other andrenid bees from non-enriched and CT-enriched libraries. – *Molecular Ecology* 9 (218): 2189-2191.
- NEI, M. (1987): *Molecular Evolutionary Genetics*. – New York (Columbia University Press), 512 S.
- PACKER, L., ZAYED, A., GRIXTI, J.C., RUZ, L., OWEN, R.E., VIVALLO, F. & TORO, H. (2005): Conservation genetics of potentially endangered mutualisms: Reduced levels of genetic variation in specialist versus generalist bees. – *Conservation Biology* 19 (38): 195-202.
- PAXTON, R.J., THOREN, P.A., TENGÖ, J., ESTOUP, A. & PAMILO, P. (1996): Mating structure and nestmate relatedness in a communal bee, *Andrena jacobae* (Hymenoptera, Andrenidae), using microsatellites. – *Molecular Ecology* 5 (43): 511-519.
- PEAKALL, R. & SMOUSE, P.E. (2006): GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. – *Molecular Ecology Notes* 6 (221): 288-295.

- POTT, R. (1996): Biotoptypen: Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. – Stuttgart (Ulmer), 448 S.
- POTT, R. & HÜPPE, J. (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abhandlungen Westfälisches Museum für Naturkunde Münster 53 (1/2), 313 S.
- POTTS, S. G., VULLIAMY, B., DAFNI, A., NE'EMAN, G. & WILLMER, P. (2003): Linking bees and flowers: How do floral communities structure pollinator communities? – Ecology 84 (135): 2628-2642.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008): R: A language and environment for statistical computing R. – Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- REMY, D. (2006): Das Haseauenprojekt im Landkreis Emsland - Maßnahmenumsetzung und Begleituntersuchungen zur Erfolgskontrolle. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2: 110-119.
- REMY, D. & ZIMMERMANN, K. (2004): Restitution einer extensiven Weidelandschaft im Emsland: Untersuchungsgebiete im BMBF-Projekt „Sand-Ökosysteme im Binnenland“ - In: SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Red.): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA Berichte 17 (205): 27-38.
- RIECKEN, U., FINCK, P., RATHS, U., SCHRÖDER, E., & SSYMANK, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. – Natursch. Biol. Vielf. 34, 318 S.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (Red.) (2004): Beweidung und Restitution als Chancen für den Naturschutz? – NNA-Berichte 17: 1-237.
- SODERSTROM, B., SVENSSON, B., VESSBY, K. & GLIMSKAR, A. (2001): Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. – Biodiversity and Conservation 10 (200): 1839-1863.
- STROH, M., KRATOCHWIL, A., REMY, D., ZIMMERMANN, K. & SCHWABE, A. (2005): Rehabilitation of alluvial landscapes along the River Hase (Ems river basin, Germany). – Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Large rivers 15 (121): 243-260.
- TER BRAAK, C.J.F. & SMILAUER, P. (2002): CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). – Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- TSCHARNTKE, T. (1998): Populationsdynamik in der Agrarlandschaft: Wechselwirkung zwischen Lebensrauminseeln. – Schr.Reihe Landschaftspfl. u. Natursch. 56: 121-146.
- VAN HALDER, I., BARBARO, L., CORCKET, E. & JACTEL, H. (2008): Importance of semi-natural habitats for the conservation of butterfly communities in landscapes dominated by pine plantations. – Biodiversity and Conservation 17 (196): 1149-1169.
- WESTRICH, P. (1989): Die Wildbienen Baden Württembergs. Band 1 & 2. – Stuttgart, Germany (Eugen Ulmer), 972 S.
- WILLIAMS, N. M., MINCKLEY, R. L. & SILVEIRA, F. A. (2001): Variation in native bee faunas and its implications for detecting community changes. – Conservation Ecology 5 (141): 57-86 (URL: <http://www.consecol.org/vol55/iss51/art53>).
- ZAYED, A., PACKER, L., GRIXTI, J. C., RUZ, L., OWEN, R. E. & TORO, H. (2005): Increased genetic differentiation in a specialist versus a generalist bee: implications for conservation. – Conservation Genetics 6 (50): 1017-1026.

Anschrift der Autorin und des Autors

Dr. Nina Exeler*
Prof. Dr. Anselm Kratochwil
Universität Osnabrück
Fachbereich Biologie/Chemie
Abteilung Ökologie
Barbarastr. 13
49069 Osnabrück
anselm.kratochwil@biologie.uni-osnabrueck.de

*jetzt:
Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
Halsbrücker Str. 31 a
09599 Freiberg
nina.exeler@gmx.de