



universität
wien

DIPLOMARBEIT

Titel der Diplomarbeit

„Anlockwirkung unterschiedlicher Beleuchtungsmittel auf
Insekten (Insecta) unter besonderer Berücksichtigung der
Köcherfliegen (Trichoptera)“

Verfasser

Martin Soneira

angestrebter akademischer Grad

Magister der Naturwissenschaften (Mag.rer.nat.)

Wien, 2013

Studienkennzahl lt. Studienblatt:

A 444

Studienrichtung lt. Studienblatt:

Diplomstudium Ökologie

Betreuer:

Ao. Univ.-Prof. Dr. Johann Waringer

Danksagung

Folgenden Personen des Wiener Magistrats möchte ich für ihre Unterstützung danken:

ROMAN AUGUSTYN (Luftmessnetz, MA 22) für die bereitgestellten Wetterdaten,

WILLFRIED DOPPLER (Wiener-Umweltanwaltschaft) für die Förderung angewandter Forschung,

RUDOLF HORNISCHER (Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle Wien, MA 39) und

NIKOLAUS THIEMANN (LTG-Österreich; Kontrollamt der Stadt Wien) für die Lichtlaboruntersuchungen.

Darüber hinaus möchte ich auch dem MA 31 (Wiener Wasser) für die Zutrittsgenehmigung zum Probennahmestandort danken.

MICHAELA BROJER (Naturhistorisches Museum) möchte ich für die Weiterverwendung der gesammelten Käfer danken und

WOLFRAM GRAF (Universität für Bodenkultur) für die Bereitstellung der UV-Lichtfalle sowie für das Nachbestimmen einiger Köcherfliegenarten.

CHRISTOPH UNGER danke ich für die im Jahr 2005 geleistete Vorarbeit und die daraus resultierenden Proben.

MELANIE ANDREJ möchte ich für mehr danken als auf eine Seite passen könnte und ebenso meinem Diplomarbeitsbetreuer,

JOE WARINGER, der mit seinem konstruktiven Feedback von mir sehr geschätzte inhaltliche Verbesserungen anregte.

Zu guter Letzt möchte ich den namenlosen Opfern dieser Diplomarbeit danken, den mehr als 20.000 Insekten, die ihr Leben für unseren Informationsgewinn gaben, in guter Hoffnung, dass die gewonnenen Erkenntnisse zum Wohl der ganzen Klasse beitragen.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	6
2	Material und Methoden.....	8
2.1	Untersuchungsgebiet.....	8
2.1.1	Biosphärenpark Untere Lobau.....	8
2.1.2	Probenpunkt Grundwasserwerk Lobau.....	9
2.2	Abiotik.....	12
2.3	Lichtfallen.....	14
2.4	Beleuchtungsmittel.....	15
2.5	Artbestimmung und Gefährdungsstatus der Köcherfliegen.....	17
2.6	Datenauswertung.....	19
3	Ergebnisse.....	20
3.1	Arteninventar der Trichoptera.....	20
3.2	Phänologie.....	24
3.3	Geschlechterverhältnis.....	25
3.4	Einfluss meteorologischer Parameter auf den Anflug.....	26
3.5	Anlockwirkung der Beleuchtungsmittel.....	29
3.6	Einfluss des Mikrohabitats auf den Anflug.....	32
4	Diskussion.....	33
4.1	Biologie der Köcherfliegen.....	33
4.2	Phänologie.....	35
4.3	Geschlechterverhältnis.....	35
4.4	Einfluss meteorologischer Parameter auf den Anflug.....	36
4.5	Einfluss des optischen Apparates auf den Anflug.....	38
4.6	Anflug von Insekten an künstliche Beleuchtungsmittel.....	39
4.7	Strahlungsphysik und Lichttechnik.....	42
4.8	Lichtwahrnehmung bei Insekten.....	44
4.9	Wirkung von künstlichem Licht auf Insekten.....	46
4.10	Warum fliegen Insekten künstliche Lichtquellen an?.....	49
4.11	Konsequenzen für die Tierwelt durch künstliche Lichtquellen	51
5	Conclusio.....	54
6	Literatur.....	55
7	Anhang.....	64
7.1	Laborbericht des MA 39.....	64
7.2	Lichtfallenfänge der Trichoptera für die Untersuchungsjahre 2005 und 2010.....	76
7.3	Aquatische Käfer und geschützte Schmetterlinge im Untersuchungsgebiet.....	78
8	Zusammenfassung.....	80
Lebenslauf.....		83

1 Einleitung

Viele Insekten zeigen Phototaxis, also gerichtete Lokomotion aufgrund eines Lichtreizes (JANDER 1963; CAMPBELL et al. 2003; BRUCE-WHITE & SHARDLOW 2011). Diese Phototaxis bestimmt dadurch in unterschiedlicher Weise das Leben vieler Insekten, vor allem jenes von nacht- und dämmerungsaktiven Arten. Solche Insektenarten sind in zunehmendem Maße durch das gestiegene Lichtbedürfnis der Menschen gefährdet (FREYHOFF & UHLMANN 2009; POSCH et al. 2010). Zu den besonders betroffenen Taxa gehören viele Familien der Trichopteren und Dipteren, die oft massenhaft künstliche Lichtquellen anfliegen (BURMEISTER 1985; SCHEIBE 2000). Die am besten untersuchte und mit am stärksten betroffene Gruppe sind die Nachtfalter (DANIEL 1950; CLEVE 1964, 1966, 1967; FRANK 1988; MEINEKE 1995; EISENBEIS & HASSEL 2000; EISENBEIS 2001; EISENBEIS 2006; HUEMER et al. 2010, 2011; EISENBEIS & EICK 2011). Unter ihnen befinden sich viele Rote-Liste-Arten, wie beispielsweise die Vertreter der Gattung *Catocala* SCHRANK 1802, *Saturnia pyri* (DENIS & SCHIFFERMULLER 1775), *Smerinthus ocellata* (LINNAEUS 1758) oder *Euplagia quadripunctaria* (PODA 1761) (HÖTTINGER & GRAF 2003). Durch das Anfliegen künstlicher Beleuchtungseinrichtungen werden die Insekten aus ihrem natürlichen Rhythmus gebracht, geschwächt und direkt oder indirekt getötet (BÖTTCHER 2001; HÖTTINGER & GRAF 2003; GEIGER et al. 2007; BRUCE-WHITE & SHARDLOW 2011). Als wichtige Glieder terrestrischer und aquatischer Nahrungsnetze sowie als Pflanzenbestäuber sind Insekten wichtige Akteure in intakten Ökosystemen und somit höchst schützenswert. Nicht nur der Rückgang von Individuenzahlen, auch der Verlust von Arten (EISENBEIS 2010) und die Veränderung von Insekten-Gesellschaften (DAVIES et al. 2012) konnte dokumentiert werden. Als Konsequenz müssen Außenbeleuchtungen möglichst insektenfreundlich gestaltet sein. Exzessive künstliche Beleuchtung hat darüber hinaus auch schädliche Einflüsse auf die menschliche Gesundheit (vgl.: HOCKBERGER 2002; JASSER et al. 2006; CAJOCHEN 2010; WEST et al. 2011).

Neben diesen massiven naturschutzbiologischen und humanmedizinischen Gründen sprechen aber auch wirtschaftliche Aspekte für eine umweltfreundliche Optimierung von Beleuchtungsmitteln im öffentlichen Raum. Verschmutzungen durch verendete Insekten reduzieren beispielsweise die Lebensdauer von Beleuchtungsmitteln, verursachen Reinigungskosten und erhöhen durch die häufigen Servicearbeiten den generellen Verschleiß von Bauteilen (BAUMEISTER 2007; VALENTI 2012). Undichte Leuchtengehäuse bzw. Leuchtengläser können auch zum „Massengrab“ von Insekten werden, wodurch wiederum Reinigungskosten entstehen oder aufgrund von Eintrübungen der Abdeckgläser die

Lichtausbeute so gering wird, dass ein Leuchtentausch nötig wird (EISENBEIS 2010). Allein in Wien gibt es an die 150.000 Außenbeleuchtungsquellen (WIEN LEUCHTET (MAGISTRATSABTEILUNG 33) 2010), das bedeutet jeweils zumindest eine Lampe im Wert von ca. € 50,- und eine Leuchte im Wert von ca. € 400,- (LTG 2009). Ohne die Arbeitszeiten und etwaige Arbeitsunfälle mitzuberechnen, ist der potenzielle monetäre Schaden durch an Straßenbeleuchtung angelockte Insekten als wirtschaftlich relevant zu betrachten.

Für die Diplomarbeit wurden zwei Datensätze verwendet. Die Proben aus dem Jahr 2005 wurden von CHRISTOPH UNGER genommen, von mir ausgewertet und durch einen weiteren Datensatz aus dem Jahr 2010 erweitert. Die verwendeten Methoden unterscheiden sich vor allem in Bezug auf die verwendeten Leuchtmittel. Im Jahr 2005 wurden fünf unterschiedliche Straßenbeleuchtungsmittel eingesetzt, wohingegen im Jahr 2010 eine UV-Lampe zur Anwendung kam.

Ziel dieser Arbeit war es, unser Grundlagenwissen über die Attraktivität künstlicher Beleuchtungsquellen auf Insekten unter besonderer Berücksichtigung der vornehmlich dämmerungs- und nachtaktiven Trichopteren zu verfeinern.

Im Detail sollten folgende Fragen beantwortet werden:

1. Wie schneiden konventionelle Straßenbeleuchtungsmittel im Vergleich zu einer UV-Leuchte ab?
2. Unterscheidet sich die Anlockwirkung der Straßenbeleuchtungsmittel voneinander und welche Faktoren müssen bei der Beurteilung besonders berücksichtigt werden?
3. Welche Trichopteren-Arten können durch die Lichtfangmethode im Untersuchungsgebiet gefangen werden? Welche phänologischen und ökologischen Daten ergeben sich daraus?

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Biosphärenpark Untere Lobau

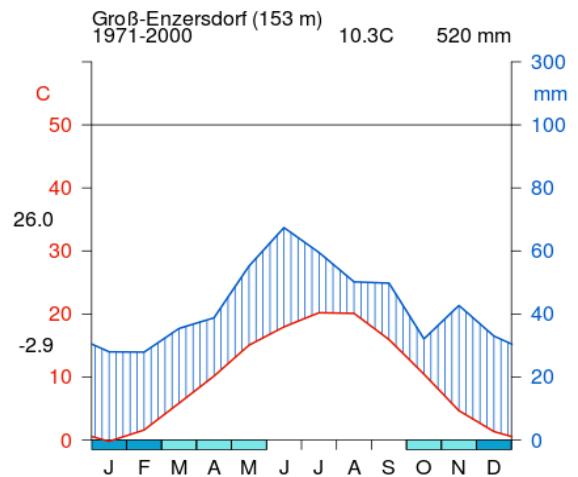
Das Wiener Becken ist ein jungtertiäres Einbruchsbecken, das von Sedimenten der Paratethys erfüllt wurde. Es liegt zwischen den Alpen und Karpaten und senkt sich auch heute noch um wenige Millimeter pro Jahr. Durch die Hainburger-, Brucker- und Wiener Neustädter Pforte steht es mit dem größeren Pannonischen Becken in Verbindung (FINK et al. 2000; LANGE 2004).

Das Untersuchungsgebiet gehört zum Fließgewässer-Naturraum Marchfeld und liegt nahe dessen südlicher Begrenzung, der Donau, auf der Praterterrasse. Diese pleistozänen Schotter sind jedoch nur noch an wenigen Orten punktuell zu finden, der Großteil wurde durch die Donau remobilisiert. Die durch die dynamischen hydrologischen Prozesse aus dem Geschiebe der Donau gebildeten Auböden bestehen aus drei Korngrößenfraktionen: Schotter, Schlich (Feinsand, < 0,5 mm) und Aulehm (Letten, < 0,05 mm). Je nach Alter, Lage und Überschwemmungshäufigkeit unterscheiden sich die jeweiligen Anteile und Mächtigkeiten der Substrate, wobei sich bei älteren Böden ein zusätzlicher Humushorizont ausbildet (MARGL 1972; FINK et al. 2000; POSCH et al. 2010).

Im Gegensatz zur abgedämmten Oberen Lobau ist die Untere Lobau nur teilweise abgedämmt, wodurch Überschwemmungen bei Hochwasserführung der Donau auftreten. Die Anbindung der Altarme erfolgt hauptsächlich unterstromig über den Schönauer-Schlitz, darüber hinaus auch über das Grundwasser. Das Altarmsystem auf Höhe des Lausgrundwassers wird an weniger als 18 Tagen durch rückstauende Hochwässer dotiert (RECKENDORFER & HEIN 2000; ARNBERGER et al. 2009).

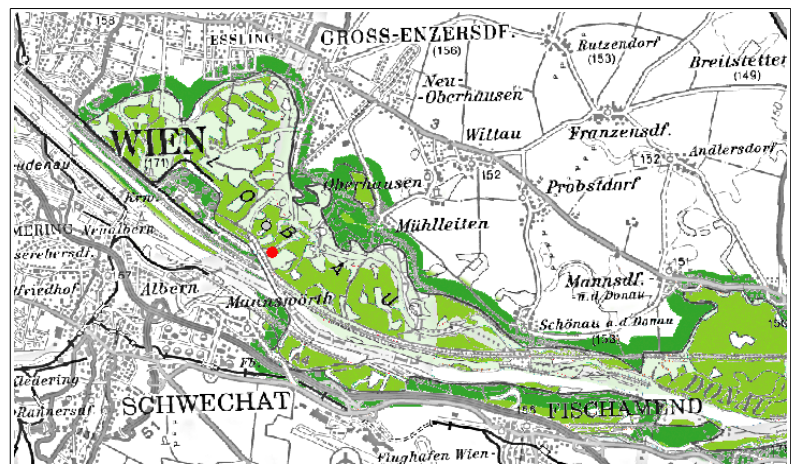
Klimatisch ist das Untersuchungsgebiet von pannonischen bzw. kontinentalen Wettereinflüssen bestimmt. Diese Einflüsse bedingen trockene Winde und einen Jahresniederschlag von weniger als 600 mm. Auf die trockenen und heißen Sommermonate mit maximalen Monatsmittelwerten um die 20 °C folgen kalte, schneearme Winter mit Monatsmittelwerten um den Gefrierpunkt (Abb. 2.1.1). Das Gebiet wird der pannonischen Klimaprovinz zugerechnet, gleichzeitig deckt sich diese Zuordnung mit der Ökoregion Ungarische Tiefebene (Ökoregionen nach: ILLIES 1978) und der geologischen Großlandschaft des Wiener Beckens (FINK et al. 2000; POSCH et al. 2010).

Abbildung 2.1.1: Waltersches Klimadiagramm des Untersuchungsgebiets, erstellt mit Hilfe eines R-Pakets (climatol) auf Basis von öffentlich zugänglichen Klimadaten der Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG 2012).



Die südöstlich in Wien sowie zum Teil in Niederösterreich gelegene Untere Lobau wurde 1977 zum Biosphärenpark erklärt und ist seit 1996 Teil des Nationalparks Donau-Auen. Sie ist Teil der letzten geschlossenen Flussau vergleichbarer Größe in Mitteleuropa, womit ihr ein großer Naturschutz-Stellenwert zukommt (LAZOWSKI 1997; ARNBERGER et al. 2009). Floristische Besonderheiten sind v.a. in den Bereichen der Heißländen zu finden, z.B. seltene *Ophrys*- und *Orchis*-Arten. Faunistisch erwähnenswert ist der Vogelartenreichtum mit ca. 100 Arten (RAMSAR-Gebiet) sowie der Reichtum an Säugetieren mit über 30 von 46 in Wien bekannten Arten. Darunter finden sich ein Dutzend seltene Fledermausarten und der Biber (ARNBERGER et al. 2009).

Abbildung 2.1.2: Karte der Lobau bei Wien (© BEV 2012, bearbeitet) als östlicher Teil des Nationalparks Donau-Auen (dunkelgrün eingefasst). Der rote Punkt zeigt die Probennahmestelle.



2.1.2 Probenpunkt Grundwasserwerk Lobau

Mit freundlicher Genehmigung des MA 31 (Magistrat Wien Wasser) wurden am Gelände des Grundwasserwerkes Untere Lobau (48°09'42"N, 16°31'37"E) Lichtfallen installiert (Abb. 2.1.3). Für die Probennahmen im Jahr 2005 wurden drei Masten installiert, an denen später die fünf Lichtfallen mittels Seilzügen montiert wurden. Jede Lichtfalle entsprach einem Beleuchtungsmittel. Diese waren: a = Kompakt-Leuchtstofflampe, b =

Quecksilberdampf-Hochdrucklampe, c = Natriumdampf-Hochdrucklampe, d = Halogen-Metallampflampe, e = Halogen-Metallampflampe „Blau“. Der Abstand zwischen den Masten betrug ca. 60 m. Im Jahr 2010 waren diese Masten nicht mehr verfügbar, daher wurde die UV-Lichtfalle (f = Schwarzlichtröhre) direkt am „Wasserspeicher-Damm“ positioniert (SL in Abb. 2.1.3). Näheres zu den Lichtfallen und den entsprechenden Beleuchtungsmitteln ist in den Kapiteln 2.3 und 2.4 zu finden.

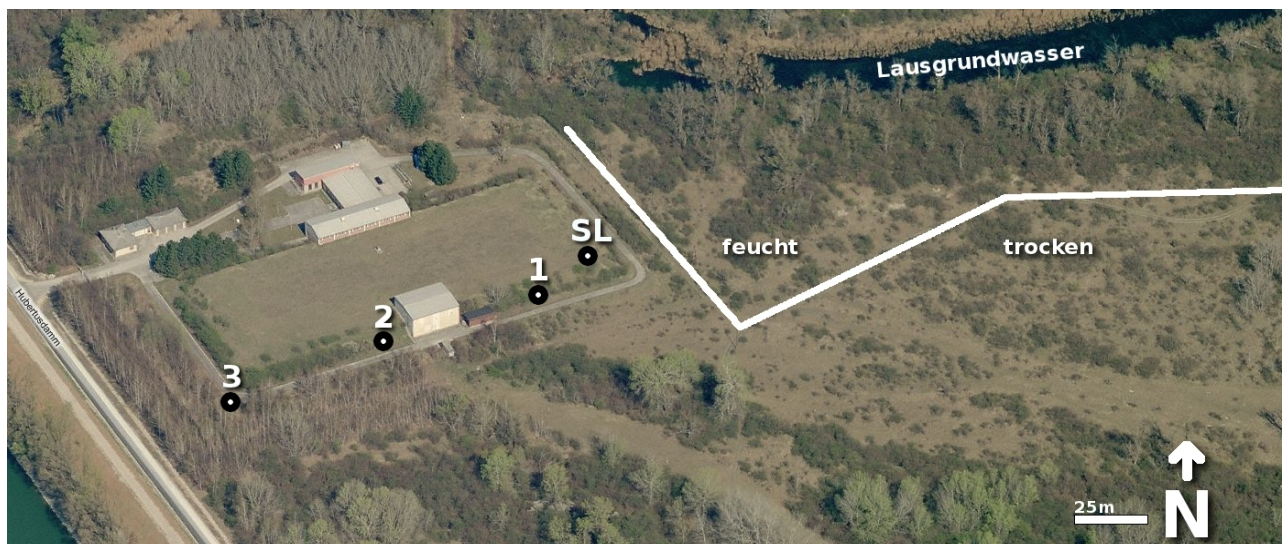


Abbildung 2.1.3: Luftaufnahme des Grundwasserwerkes Lobau (Wien) (© 2012 Bing™-Maps, bearbeitet). 1, 2 und 3 entsprechen den Mastenbezeichnungen der Lichtfallen des Jahres 2005. SL bezeichnet den Standort der Schwarzlicht-Falle im Jahr 2010.

Da das Grundwasserwerk weit abseits der nächtlichen Beleuchtung Wiens situiert ist und ein ca. 4 m hoher Damm zwischen dem Grundwasserwerk und dem benachbarten Ölhafen der ÖMV liegt, kann eine Beeinflussung durch direkte Lichtkonkurrenz vernachlässigt werden.

Im Umkreis von 700 m um den Probenpunkt 2010 (SL in Abb.2.1.3) befinden sich unterschiedlichste Habitate. Westlich, auf dem „Wasserspeicher-Damm“, befindet sich eine extensiv genutzte Wiese. Des Weiteren können ringsum unterschiedliche Feuchthabitate angetroffen werden. Diese Feuchthabitate reichen von temporären Gewässern über Altarme bis zur Donau-Schiffahrtsrinne und spiegeln so einen reich strukturierten Standort einer Au mit anthropogenen Einflüssen wider. Der geringste Abstand zum nächsten permanenten Wasserkörper betrug 90 bzw. 114 m (2005 Donau-Oder-Kanal/ 2010 Lausgrundwasser). Die Uferanschlagslinie der Donau-Schiffahrtsrinne liegt in Luftlinie ca. 506 bis 648 m entfernt (Str.-km 1917).

Eine Vegetationsaufnahme (benutzte Bestimmungsliteratur: FISCHER 2005; JÄGER & WERNER 2007) der häufigsten Arten, mit besonderer Berücksichtigung der verholzten Pflanzen, liefert die Grundlage der Standortsbeschreibung außerhalb des Pumpwerkgeländes (vgl. Tab. 2.1.1). Die östlich des Untersuchungsgeländes gelegene Wiese lässt sich in einen feuchten und einen trockenen Teil trennen. Im nördlichen feuchten Teil wurden ausdauernde Stauden (u.a. *Euphorbia cyparissias* LINNAEUS 1753, *Orchis militaris* LINNAEUS 1753 und *Phalaris arundinacea* LINNAEUS 1753) angetroffen. Der nördlich angrenzende Saumwald ist als Frische Harte Au beschreibbar. Hier wurden *Berberis vulgaris* LINNAEUS 1753, *Quercus petraea*, *Q. robur* LINNAEUS 1753 und *Pyrus pyraster* LINNAEUS 1753 nachgewiesen. Der trockene Bereich kann als Trockene Weißdornau mit *Cornus*-Arten mit verzahnter Trespenwiese beschrieben werden (u.a. mit *Bromus erectus* (SCHRÖTER 1888), *Euphorbia sequieriana* NECK. und *Stipa pennata* LINNAEUS 1753). Am südlich davon gelegenen sekundären Uferwall wurden hauptsächlich Pappeln (*Populus alba* LINNAEUS 1753, *P. nigra* LINNAEUS 1753, *P. tremula* LINNAEUS 1753) angetroffen, daneben auch *Betula pendula* ROTH 1788, *Ligustrum vulgare* LINNAEUS 1753 und *Cornus sanguinea* LINNAEUS 1753 (Pflanzengesellschaften nach: MARGL 1972; LAZOWSKI 1997).

Tabelle 2.1.1 : Häufigste Pflanzenarten der Vegetationsaufnahme aus dem Jahr 2010 (Luftbild siehe Abb. 2.1.3). Standortsbeschreibung nach FISCHER (2005).

Art	Standortsbeschreibung	Lebensform
<i>Berberis vulgaris</i> Linnaeus 1753	kalkliebend, lichte Wälder, Weidegebüsche	Nanophanerophyt
<i>Betula pendula</i> Roth 1788	magere Böden, lichte Wälder, Pioniergehölz	Makrophanerophyt
<i>Bromus erectus</i> (Schröter, 1888)	trockene (Kalk-) Magerrasen, Halbtrockenrasen, nicht weidefest	prennierende Staude, Hemikryptophyt
<i>Cartaegus monogyna</i> Jacq.	Heißländern in Auen, trockene Gebüsche	Nano-, Makrophanerophyt
<i>Cornus alba</i> Linnaeus 1767	Bestimmung unsicher	Nanophanerophyt
<i>Cornus sanguinea</i> Linnaeus 1753	lichte, trockene Wälder	Nanophanerophyt
<i>Euphorbia cyparissias</i> Linnaeus 1753	kalkreiche Magerrasen, lichte Trockenwälder	perennierende Staude, Hemikryptophyt
<i>Euphorbia sequieriana</i> Neck.	Trockenrasen über Fels und Sand	perennierende Staude, Hemikryptophyt
<i>Ligustrum vulgare</i> Linnaeus 1753	trockenwarme, meist kalkreiche Wälder u. Gebüsche	Nanophanerophyt
<i>Orchis militaris</i> Linnaeus 1753	Halbtrocken- u. Magerrasen, kalkliebend	perennierende Staude, Geophyt
<i>Phalaris arundinacea</i> Linnaeus 1753	nassee Wiesen, etwas kalkmeidend, Wechselnässe-Zeiger	perennierende Staude, Hemikryptophyt
<i>Populus alba</i> Linnaeus 1753	Weichholzau, Pioniergehölz	Makrophanerophyt
<i>Populus nigra</i> Linnaeus 1753	Weichholzau, Pioniergehölz	Makrophanerophyt
<i>Populus tremula</i> Linnaeus 1753	neutrale bis schwach saure Böden, meidet hohe pH-Werte, Pioniergehölz	Makrophanerophyt
<i>Pyrus pyraster</i> Linnaeus 1753	lichte, trockene Wälder auch Hartauen, kalkliebend	Makrophanerophyt
<i>Quercus petraea</i> (Matuschka) Lieblein	mäßig trockene bis frische , basische bis saure Böden	Makrophanerophyt
<i>Quercus robur</i> Linnaeus 1753	mäßig trockene bis frische , oft magere saure Böden, größere Standortamplitude als Trauben-Eiche	Makrophanerophyt
<i>Stipa pennata</i> Linnaeus 1753	Halbtrockenrasen u. Volltrockenrasen	perennierende Staude, Hemikryptophyt

2.2 Abiotik

Wetterdaten

Die für diese Studie herangezogenen Wetterdaten wurden vom Magistrat für Umweltschutz sowie Luftmessnetz (MA 22) bereitgestellt. Der Datensatz basiert auf halbstündigen Mittelwerten der Lufttemperaturen und Windgeschwindigkeiten. Die Messstation befindet sich direkt am Gelände des Grundwasserwerks.

Lichtmessungen

Zusätzlich zu den bereitgestellten Wetterdaten wurden auch Lichtmessungen vor Ort durchgeführt. Der Zeitraum der Probennahme wurde an das Probennahmedesign von 2005 angepasst, somit von 21:00 bis 05:00 Uhr (MESZ). Diese zeitliche Synchronizität der Probennahmen ermöglichte eine optimierte Vergleichbarkeit der beiden Datensätze.

Mit Hilfe eines Pyranometers (Skye 1246) wurde an sechs Tagen im Probenzeitraum 2010 (05.06, 10.06, 22.06, 20.08, 05.09, 10.09) die Energieflussdichte der Sonne dokumentiert. In Abbildung 2.2.1 sind die Zeitpunkte aufgetragen, an denen die absolute Dunkelheit ($0,00 \text{ W/m}^2$) erreicht wurde, die Sonnenuntergangszeiten während der Beobachtungsperiode 2010 und der Gang der Energieflussdichte am Abend des 10.06.2010 bei wolkenlosem Wetter.

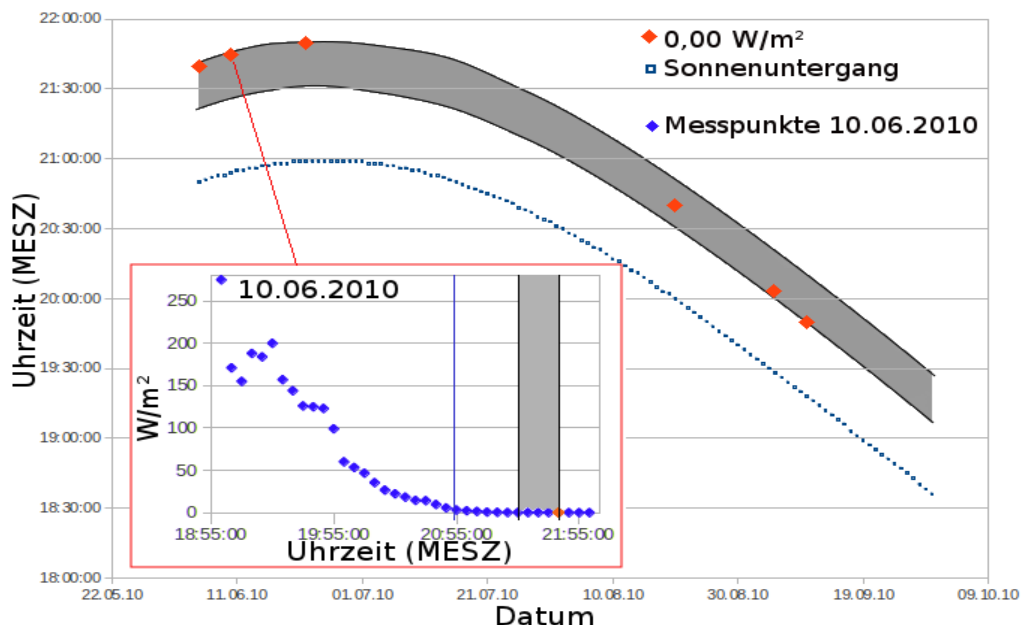


Abbildung 2.2.1: Lichtmessungen im Untersuchungsjahr 2010. Die blauen Quadrate bzw. die vertikale blaue Linie entsprechen den Sonnenuntergangszeiten, die den Ephemeriden der ZAMG (ZAMG 2010) entnommen wurden. Der graue Streifen markiert den Bereich, an dem $0,00 \text{ W/m}^2$ gemessen wurden. Die Detailgraphik zeigt den Gang der Energieflussdichte zwei Stunden vor und eine Stunde nach Aktivierung der Lichtfalle (21:00 MESZ).

Aus Abbildung 2.2.1 ist ersichtlich, dass für den gewählten Startzeitpunkt der Probennahmen (21:00 MESZ) nur für das erste Drittel des Probennahmezeitraums die zivile Dämmerung mit beprobt wurde. Dies geschah, wie eingangs erwähnt, zugunsten der Vergleichbarkeit mit dem Probendesign des Jahres 2005. Die ersten drei Messungen mit Energieflussdichten von $0,00 \text{ W/m}^2$ wurden an fast wolkenlosen Tagen aufgezeichnet (Bewölkung $< 10\%$), die letzten drei Messungen an starkt bewölkten Tagen (Bewölkung $> 70\%$). Die daraus resultierende zeitliche Spannweite der Zeitpunkte mit Energieflussdichten von $0,00 \text{ W/m}^2$ beträgt ca. 25 Minuten (grauer Streifen in Abb. 2.2.1). Anhand der Messungen vom 10.06.2010 sind die Energieflussdichten im Zeitraum von drei Stunden dokumentiert. Die Abfolge der Punkte folgt erwartungsgemäß einer negativ-exponentiellen Kurve. Die Inhomogenität von 19:40 bis 19:55 Uhr ist durch ein horizontnahes Wolkenband an einem ansonsten fast wolkenlosen Himmel bedingt. Die Energieflussdichte zum Zeitpunkt des Sonnenuntergangs (20:54 MESZ) betrug $3,1 \pm 0,1 \text{ W/m}^2$ ($\pm$ Messfehlerbereich des Sensors). Die bürgerliche Dämmerung dauerte am 10.06.2010 42 Minuten (<http://jekophoto.de/tools/>).

Der bei den meisten Wetterportalen angegebene Zeitpunkt des Sonnenunterganges ist durch den Kontakt des Sonnenscheibenmittelpunktes mit dem mathematischen Horizont definiert, dies entspricht einem Winkel von 0° . Der mathematische Horizont lässt hierbei alle Horizontüberhöhungen unberücksichtigt und deckt sich mit dem Horizont auf dem Meer. Dieser Zeitpunkt ist gleichzeitig der Beginn der zivilen (bürgerlichen) Dämmerung. Sobald die Sonne einen Winkel von 6° unterhalb des mathematischen Horizonts einnimmt, beginnt die nautische Dämmerung. Nach der Wanderung der Sonne von weiteren 6° beginnt die astronomische Dämmerung, welche beim Sonnenstand von 18° unter dem mathematischen Horizont mit dem Beginn der astronomischen Nacht endet.

2.3 Lichtfallen

Beim Einsatz von Lichtfallen muss eine Vielzahl von Kofaktoren mit berücksichtigt werden (HÖTTINGER & GRAF 2003; BRUCE-WHITE & SHARDLOW 2011). Beispielsweise sollte man das Kriterium der Lichtkonkurrenz für den Standort möglichst ausschließen können. Im gewählten Areal konnten diese Beeinflussungen, z.B. durch Straßen-, Verkehrs- oder Wohnanlagenbeleuchtungen ausgeschlossen werden. Die Distanz zwischen den drei Lichtfallen des Untersuchungsjahres 2005 wurde in Anlehnung an die Empfehlungen von HÖTTINGER & GRAF (2003) mit ca. 60 m gewählt. Die Lichtfallen wurden dabei so konzipiert, dass sie mittels Blende einen einheitlichen Lichtstrom garantierten (pers. Mitt. C. UNGER). Die Blenden waren horizontal unter den Lampen montiert, und die vereinheitlichten Werte wurden mehrfach im Laufe der Untersuchung kontrolliert (pers. Mitt. WILLFRIED DOPPLER (Wiener-Umwelt-Anwaltschaft) nach NIKOLAUS THIEMANN (LTG-Österreich; Kontrollamt der Stadt Wien)). Um Lichtkonkurrenz weiter einzudämmen, wurden die Lichtfallen in einem Winkel von 120° zueinander versetzt. Die Leuchtmittel wurden mit Netzstrom versorgt und mittels Zeitschaltuhr im Zeitraum von 21:00 bis 05:00 Uhr (MESZ) in zwei aufeinander folgenden Nächten betrieben. Als Aufhängung wurden drei Masten verwendet, an denen die Lichtfallen mittels Seilzug in einer Höhe von ca. 4 m über Grund positioniert wurden (Abb. 2.3.1). Als Konservierungsmittel diente Ethanol.

Im Untersuchungsjahr 2010 wurde eine vom Netzstrom unabhängige Lichtfalle verwendet. Die von einer 12V-Feststoff-Autobatterie betriebene Lichtquelle wurde mittels einer digitalen Zeitschaltuhr (GEV LZM # 006102) in gleicher Weise wie die Lichtfallen 2005 betrieben. Montiert wurde die zylindrische Lichtfalle in einem handelsüblichen Kübel (Volumen = 10 l). Als Konservierungsmittel diente Ethanol (20%). Als Standort zur Aufstellung wurde der Begrenzungsdamm des Wasserspeichers gewählt (Abbildung 2.1.3). Mittels Spannseilen wurde die Lichtfalle auf einer stationär installierten Holzpalette positioniert (Abb. 2.3.1). Die Höhe des Damms und somit die Installationshöhe der Lichtfalle betrug 4 - 5 m über Grund.



Abbildung 2.3.1: Links: Lichtfalle 2010 (Foto: M. SONEIRA). Rechts: Lichtfalle 2005 montiert auf einem der drei Masten (Foto: C. UNGER). Die „Blendenbox“ entspricht der Bauweise der anderen Lichtfallen des Untersuchungsjahres 2005, abgebildet ist die Kompakstoffleuchten-Variante. Unterhalb des Auffangtrichters (modifizierte Blumenampel) befindet sich der Auffangbehälter mit Tötungsmittel.

2.4 Beleuchtungsmittel

Für das Untersuchungsjahr 2005 wurde für jedes Beleuchtungsmittel eine Lichtfalle hergestellt. Diese Leuchtmittel waren: a = Kompakt-Leuchtstofflampe, b = Quecksilberdampf-Hochdrucklampe, c = Natriumdampf-Hochdrucklampe, d = Halogen-Metallampflampe, e = Halogen-Metallampflampe „Blau“. Für jedes Leuchtmittel wurde von der MA 39 (Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle der Stadt Wien) die spektrale Dichte der Bestrahlungsstärke im Wellenlängenbereich von 380 bis 780 nm dokumentiert. Die Datenblätter der Leuchtmittel, inklusive Analysen, sind im Anhang enthalten (S. 64ff), und die wichtigsten Eckdaten in Tabelle 2.4.1 zusammengefasst. Die Lichtfallen wurden so konzipiert, dass sie einen einheitlichen Lichtstrom (=Beleuchtungsstärke) emittierten. Die in Tabelle 2.4.1 und im Prüfbericht angegebenen Werte beziehen sich auf direkte Messungen der Lampen, also vor der Modifikation durch die Blenden. Durch die Blenden wurden die Leuchtoberfläche und der Ausstrahlungswinkel der Lichtfallen nicht beeinflusst und dadurch bei allen fünf Lichtfallen vergleichbar.

Im Jahr 2010 wurde eine Lichtfalle mit einem Leuchtmittel vom Typ *Sylvania F 15W -T8 LS Röhre (BLB) Blacklight Blue G13 UV* mit einer Länge von 438 mm betrieben. Laut Datenblatt des Herstellers emittiert die Schwarzlichtröhre effizient UVA bei 315 – 400 nm mit Maxima bei 315 nm und 368 nm.

Tabelle 2.4.1: Verwendete Beleuchtungsmittel. Messungen der Bestrahlungsstärke durch die MA 39; Spektren siehe Prüfbericht im Anhang (S. 64ff), bzw. Abbildung 2.4.1. * nicht auf 1000 Lux normiert, Herstellerangaben.

ID	Beleuchtungsmittel	Native Leistung	Bestrahlungsstärke	Bestrahlungsstärke
			Gesamt (200 nm – 800 nm), normiert auf 1000 Lux	UV-A (315 nm – 400 nm), normiert auf 1000 Lux
a	Kompakt-Leuchtstofflampe	3 x 20W	281,3 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$	6,6 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$
b	Quecksilberdampf-Hochdrucklampe	80W	363,5 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$	55,2 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$
c	Natriumdampf-Hochdrucklampe	150W	293,0 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$	3,7 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$
d	Halogen-Metallampflampe	150W	339,6 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$	22,5 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$
e	Halogen-Metallampflampe „Blau“	150W	794,4 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$	67,9 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$
f	Schwarzlichtröhre	15W	*ca. 0,02 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$	*ca. 225 $\mu\text{W}/\text{cm}^2$

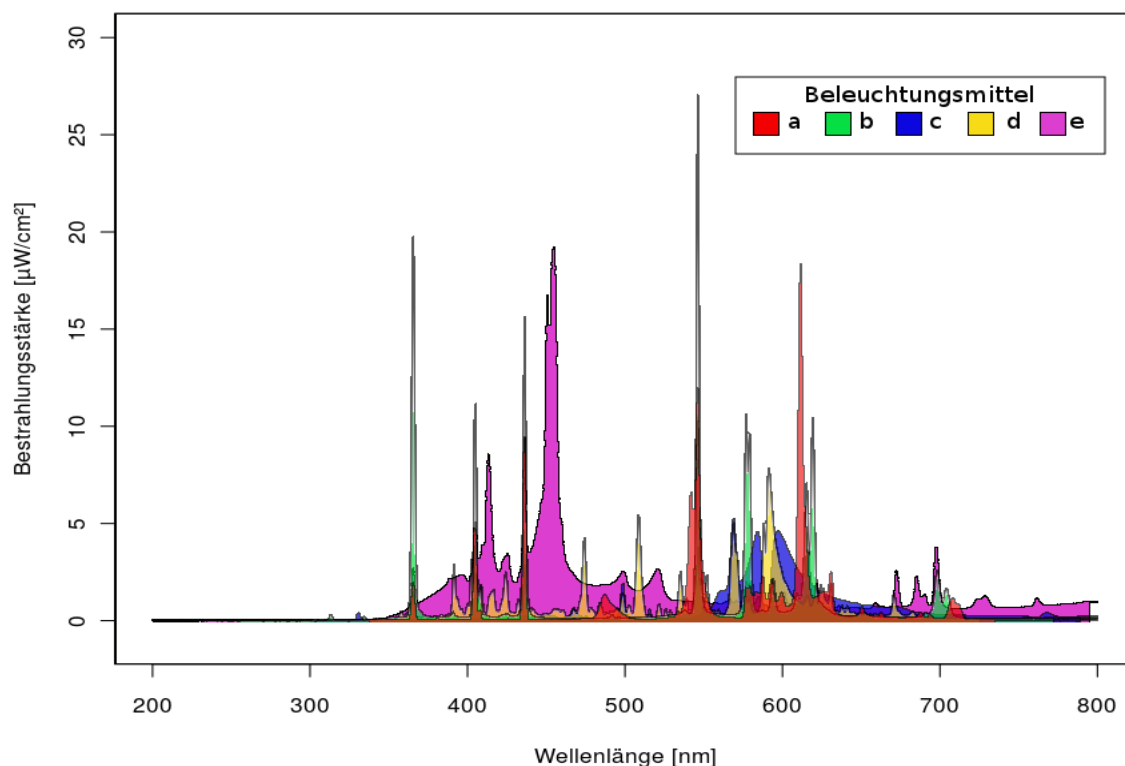


Abbildung 2.4.1: Spektren der Beleuchtungsmittel a-e normiert auf 1000 Lux. Details siehe Anhang 7.1.

Die Verteilung der fünf Straßenbeleuchtungsmittel wurden im Jahr 2005 statistisch zufällig auf drei Masten verteilt, um gleich große Stichproben zu erhalten (Tab. 2.4.2) (pers. Mitt. C. UNGER). Im Unterschied dazu wurden im Jahr 2010 innerhalb von vier Monaten jeweils drei Stichproben gezogen (Tab. 2.4.2). In diesem Jahr lag der Fokus auf der Diversität der Trichopteren. Sowohl 2005 als auch 2010 wurden die Probenstage so gewählt, dass möglichst an Schönwettertagen Stichproben gezogen wurden.

Tabelle 2.4.2: Probentermine 2005 und verwendete Beleuchtungsmittel (Blm) pro Standort. () = keine Probe vorhanden. Am letzten Termin im Jahr 2005 waren keine Trichopteren in den Proben enthalten.

Datum	Mast 1	Blm Mast 2	Mast 3	Datum	Blm Damm
26-28.07.2005	d	e	a	05-07.06.2010	f
01-03.08.2005	c	a		10-12.06.2010	f
03-05.08.2005	c	b	a	22-24.06.2010	f
05-07.08.2005	e	c	d	01-03.07.2010	f
08-10.08.2005	e	d	c	09-11.07.2010	f
10-12.08.2005	c	d	e	20-22.07.2010	f
30.08-01.09.2005	(d)	d	d	09-11.08.2010	f
14-16.09.2005	b	a	e	18-20.08.2010	f
25-27.10.2005	c	c	c	20-22.08.2010	f
				05-07.09.2010	f
				10-12.09.2010	f
				12-14.09.2010	f

2.5 Artbestimmung und Gefährdungsstatus der Köcherfliegen

Um die Fänge zu optimieren, wurden die Probennahmen in den Zeitraum Juli bis Oktober (2005) bzw. Juni bis Oktober (2010) gelegt. Die gewählte Methode erlaubt hierbei repräsentative Fänge der Trichopteren, kann aber keinen absoluten Anspruch auf Vollständigkeit erheben, da einige Arten nicht von Licht angelockt werden bzw. tagsüber fliegen (LEWIS & TAYLOR 1965; CRICHTON et al. 1978; WARINGER 1989). Hierzu würden begleitende Makrozoobenthos-Untersuchungen notwendig sein. Darüber hinaus müssen die erbeuteten Tiere nicht direkt vom Untersuchungsort stammen, da vor allem rhithrale Arten sogenannte Kompensationsflüge durchführen bzw. litorale Arten von ihren Wohngewässern abwandern (MÜLLER 1982).

Die Bestimmung der Insektenordnungen erfolgte mittels einer Exkursionsfauna (BROHMER 2006). Die Ordnung der Köcherfliegen und die zu erwartenden gefährdeten Arten der restlichen Insektenordnungen wurden auf Artniveau bestimmt. Zur Bestimmung der Köcherfliegen wurde der „Atlas der Europäischen Köcherfliegen“ herangezogen (MALICKY 1983). Die gefährdeten Arten der anderen Insektenordnungen wurden mit Datensätzen von C. UNGER und von HÖTTINGER & GRAF (2003) abgestimmt.

Schwierigkeiten bei der Bestimmung von Köcherfliegen

Die Art *Hydropsyche guttata* PICET 1834 und *H. bulgaromanorum* MALICKY 1977 sind laut MALICKY (1999) leicht zu verwechseln. Auch in der vorliegenden Untersuchung war nicht in allen Fällen eine eindeutige Zuordnung möglich. Die beiden Arten wurden daher gemeinsam ausgewertet. Eine Untersuchung auf kompensatorische Basen-Wechsel (CBC) in der ITS2 (internal transcribed spacer 2) Region der rDNA könnte Aufschluss über tatsächliche Verwandtschaftsverhältnisse geben (MÜLLER et al. 2007).

Die Arten *Hydropsyche pellucidula* (CURTIS, 1834) und *H. incognita* PITSCH 1993 sind ebenfalls aus taxonomischer Sicht schwierig und wurden als *H. c.f. pellucidula* bestimmt (MALICKY 1999, 2009).

Gefährdungstatus

Der aktuelle Gefährdungstatus der bestimmten Schmetterlinge wurde mittels Datenbank OASIS 2.0 (<http://www.umweltbundesamt.at/oasis>) des Umweltbundesamtes erhoben. Für die Bewertung der Ordnung der Köcherfliegen wurde die Rote Liste der österreichischen Köcherfliegen verwendet (MALICKY 2009). Die verwendeten Gefährdungskategorien entsprechen dem Kriterium E der IUCN und sind im Wesentlichen auf acht Indikatoren begründet (ZULKA 2009). Diese Kriterien sind: Bestandssituation, Bestandsentwicklung, Arealentwicklung, direkte anthropogene Beeinflussung, Einwanderung, weitere Risikofaktoren, Habitatverfügbarkeit und Habitatentwicklung. Letztere zwei sind für die Köcherfliegen am Entscheidendsten, da es für Österreich keine aktuelle oder insgesamt verwertbare Gesamtaufnahme der Köcherfliegenbestände gibt (MALICKY 2009).

2.6 Datenauswertung

Software

Diese Diplomarbeit wurde ausschließlich mit open-source-Programmen (GNU, GPL bzw. LGPL) erstellt. Verwendung fanden die Software-Produkte *R* (<http://www.r-project.org/>) (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2011), GIMP (<http://www.gimp.org/>) (Graphik- u. Bildbearbeitung) und LibreOffice.org (<http://de.libreoffice.org/>). Hinweise zu den verwendeten R-Funktionen werden in den jeweiligen Kapiteln gegeben.

Weiters wurden das Literatur-Organisations-Programm Zotero (<http://www.zotero.org/>), das Online-Datensicherungs-Programm Dropbox (<http://www.dropbox.com/>) sowie Rstudio (<http://rstudio.org/>), eine Arbeitsplattform für das bereits erwähnte Statistikprogramm *R*, verwendet.

Statistik

Um Unterschiede in der zentralen Tendenz der Datensätze zu testen, wurden t-Tests und ANOVAs durchgeführt. Transformationen (sqrt, log) wurden auf nicht normalverteilte Daten angewandt, um diese parametrischen Tests durchzuführen. Bei kleinen Datensätzen ($n < 20$) wurden intervallskalierte abhängige Variablen verwendet. Weiters wurden diese Tests nur auf Daten mit balancierten Designs und bei Erfüllung der Kriterien zur Normalverteilung (Shapiro-Test) und Varianzhomogenität (F-Test, Bartlett-Test) angewandt.

Für Verteilungsformen von Daten, die die Kriterien für parameterische Tests nicht erfüllten, wurden parameterfreie Tests verwendet (Wilcoxon-Test, Kruskal-Wallis-Test), die lediglich die Unabhängigkeit der beiden zu untersuchenden Stichproben und zumindest ordinalskalierte Daten voraussetzen. Beim Wilcoxon-Test (U-Test) werden den Daten Ränge zugeordnet und die Gleichmäßigkeit der Verteilungsform um die zentrale Tendenz zwischen den beiden Stichproben verglichen. Der Kruskal-Wallis-Test basiert auf ähnlichen Überlegungen und wurde bei Fragestellungen mit mehr als zwei Faktoren angewandt.

Im Jahr 2005 waren vier Proben nicht verwertbar (Tab. 2.4.1). Der geringe Stichproben-Umfang und die fehlenden Replikate erhöhten den Beta-Fehler. Dies, gemeinsam mit dem unbalancierten Design (ungleiche Stichprobenanzahl bei unterschiedlichen Beleuchtungs-Mitteln) machten die Anwendung von ANOVA-Verfahren unmöglich. Aus diesem Grund wurden die Kofaktoren, die den Fangerfolg mit beeinflussen, nicht direkt mittels multifaktorieller ANOVA berücksichtigt, sondern separat behandelt.

3 Ergebnisse

3.1 Arteninventar der Trichoptera

In den Sommermonaten 2005 und 2010 wurden insgesamt 57 Trichopterenarten aus 11 Familien gefangen (Tab. 3.1.1). *Hydropsyche bulbifera* und *Tinodes waeneri* wurden ausschließlich 2005 nachgewiesen. Mehr als die Hälfte der restlichen 55 Arten wurde ausschließlich mit der Schwarzlicht-Falle im Jahr 2010 erbeutet (Tab. 3.1.1). Unter den nachgewiesenen Arten ist *Oecetis tripunctata* aufgrund ihres eingeschränkten Lebensraums in Österreich vom Aussterben bedroht (Kategorie CR). Nachweise für das Vorkommen dieser Art gibt es im Süd-Burgenland und von der March bei Angern in Niederösterreich (MALICKY 2009). Für die österreichische Donau und ihre Auen ist sie hiermit erstmals nachgewiesen. Ein weiterer Erstnachweis für die österreichischen Donauauen ist *Hydroptila lotensis*. Erstnachweise für den Stromkilometer-Abschnitt von Freudenau bis zur Slowakei sind *Limnephilus marmoratus*, *Odontocerum albicorne* und *Lype reducta* (KUSDAS 1955; BAW WIEN 2000; GRAF et al. 2006; MALICKY 2009; RECKENDORFER et al. 2013; ZOBODAT 2013). MALICKY (2009) ordnet *Limnephilus marmoratus* als westeuropäische Art mit weiter Nord-Süd-Verbreitung ein.

Eine Reihung der Arten in abnehmender Abundanz ergibt eine exponentiell abfallende Kurve (Abb. 3.1.1). Der Anteil der gefährdeten Arten (Kategorie VU-CR) sinkt erwartungsgemäß bei Arten mit höherer Häufigkeit.

Tabelle 3.1.1 : Artenliste der Trichopteren, die mit Lichtfallen unterschiedlichen Typs (Tab. 2.4.1) am Gelände des Grundwasserwerkes Lobau in den Jahren 2005 und 2010 gefangen wurden (Gesamtfänge). * = als *H. bulgaromanorum/guttata* quantitativ gemeinsam, qualitativ als zwei Arten gewertet. Gezeigt werden die Arten, die Anzahl der gesammelten Individuen (Männchen / Weibchen; %), die Gefährdungskategorien (MALICKY 2009) und die Phänologie als Prozentsatz je Monat. Hellgrau unterlegt: Arten, die nur 2010 gefangen wurden. Dunkelgrau unterlegt: Arten, die nur 2005 gefangen wurden. # = Weibchen wurden anteilmäßig auf Männchen je Probe aufgeteilt.

Familie	Art	Σ ♂ / ♀	%	Gefährdungs- kategorie	Phänologie			
					< 10.06 Juni	Juli	August	16.09 > September
Glossosomatidae	<i>Agapetus delicatulus</i> McLachlan, 1884	16/25	0,5	VU	100,0	-	-	-
	<i>Agapetus laniger</i> (Pictet, 1834)	29/36	0,8	VU	5,1	78,0	13,6	3,4
	<i>Agapetus ochripes</i> Curtis, 1834	0/10	0,1	VU	80,0	20,0	-	-
	<i>Glossosoma boltoni</i> Curtis, 1834	3/4	0,1	VU	14,3	14,3	71,4	-
Hydroptilidae	<i>Agraylea multipunctata</i> Curtis, 1834	0/7	0,1	LC	57,1	42,9	-	-
	<i>Agraylea sexmaculata</i> Curtis, 1834	218/137	4,5	LC	27,6	61,9	10,5	-
	<i>Hydroptila angulata</i> Mosely, 1922	2/2	0,1	DD	25,0	75,0	-	-
	<i>Hydroptila forcipata</i> (Eaton, 1833)	3/4	0,1	VU	16,7	16,7	66,7	-
	<i>Hydroptila lotensis</i> Mosely, 1930	1/3	0,1	EN	-	75,0	-	25,0
	<i>Hydroptila sparsa</i> Curtis, 1834	23/49	0,9	EN	15,4	46,2	21,5	16,9
	<i>Hydroptila tineoides</i> Dalman, 1819	1/4	0,1	EN	-	100,0	-	-
	<i>Hydroptila vectis</i> Curtis, 1834	0/2		EN	50,0	50,0	-	-
	<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton, 1873	7/5	0,2	NT	42,9	28,6	28,6	-
	<i>Orthotrichia costalis</i> (Curtis, 1834)	1/8	0,1	LC	66,7	22,2	-	11,1
	<i>Orthotrichia tragetti</i> Mosely, 1930	35/46	1,0	LC	50,6	34,2	13,9	1,3
	<i>Oxyethira flavicomis</i> (Pictet, 1834)	108/387	6,3	LC	14,6	84,9	0,5	-
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis, 1834)	1/5 [#]	0,1	VU	100,0	-	-	-
	<i>Hydropsyche bulbifera</i> McLachlan, 1878	1/0		VU	-	100,0	-	-
	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i> * Malicky, 1977	*	*	NT*	*	*	*	*
	<i>Hydropsyche contubernalis</i> McLachlan, 1865	142/741 [#]	11,2	LC	28,7	67,2	3,6	0,5
	<i>Hydropsyche guttata</i> * Pictet, 1834	1144/3515 [#]	59,0	VU*	2,9	91,6	5,4	0,1
	<i>Hydropsyche modesta</i> Navás, 1925	15/45 [#]	0,8	VU	22,2	70,4	-	7,4
	<i>Hydropsyche pellucidula</i> / incognita	62/147 [#]	2,6	VU	19,4	55,8	20,9	3,9
					Legende			
					0,1-15%	15,1-33%	33,1-66%	66,1-100%

Tabelle 3.1.1, Fortsetzung

Familie	Art	Σ σ/φ	%	Gefährdungs- kategorie	Phänologie			
					< 10.06 Juni	Juli	August	16.09 > September
Polycentropodidae	<i>Cymus crenaticornis</i> (Kolenati, 1859)	6/23	0,4	NT	30,8	69,2	-	-
	<i>Holocetropus dubius</i> (Rambur, 1842)	1/0		LC	100,0	-	-	-
	<i>Neuroclipsis bimaculata</i> (Linnaeus, 1758)	9/19	0,4	LC	-	96,4	3,6	-
	<i>Polycetropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)	4/2	0,1	VU	33,3	66,7	-	-
Psychomyiidae	<i>Lype reducta</i> (Hagen, 1868)	2/1		EN	33,3	66,7	-	-
	<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabricius, 1781)	80/148	2,9	VU	41,6	33,6	16,8	8,1
	<i>Tinodes waeneri</i> (Linnaeus, 1759)	3/3	0,1	LC	-	-	100,0	-
Ecnomidae	<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur, 1842)	37/234	3,4	LC	26,8	70,4	1,6	1,2
Phryganeidae	<i>Agrypnia pagetana</i> (Curtis, 1835)	1/0		NT	-	100,0	-	-
	<i>Agrypnia varia</i> (Fabricius, 1793)	15/8	0,3	LC	30,4	4,3	56,5	8,7
	<i>Phryganea grandis</i> Linnaeus, 1758	5/7	0,2	LC	33,3	33,3	33,3	-
	<i>Trichostegia minor</i> (Curtis, 1834)	0/3		VU	-	33,3	66,7	-
Limnephilidae	<i>Glyptotaelius pellucidus</i> (Retzius, 1783)	1/0		LC	-	-	100,0	-
	<i>Limnephilus affinis</i> Curtis, 1834	2/2	0,1	LC	25,0	-	25,0	50,0
	<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabricius, 1787)	7/3	0,1	LC	20,0	-	10,0	70,0
	<i>Limnephilus lunatus</i> Curtis, 1834	2/2	0,1	LC	-	25,0	-	75,0
	<i>Limnephilus marmoratus</i> Curtis, 1834	0/2		LC	-	50,0	50,0	-
Lepidostomatidae	<i>Lepidostoma basale</i> (Kolenati, 1848)	1/2		VU	33,3	66,7	-	-
Leptoceridae	<i>Athripsodes aterrimus</i> (Stephens, 1836)	3/44	0,6	LC	2,1	97,9	-	-
	<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis, 1834)	0/3		VU	-	100,0	-	-
	<i>Ceraclea albimacula</i> (Rambur, 1877)	0/2		VU	50,0	-	50,0	-
	<i>Ceraclea dissimilis</i> (Stephens, 1836)	5/15	0,3	VU	10,0	90,0	-	-
	<i>Ceraclea senilis</i> (Burmeister, 1839)	1/0		VU	100,0	-	-	-
	<i>Leptocerus tineiformis</i> Curtis, 1834	4/36	0,5	VU	15,0	85,0	-	-
	<i>Mystacides longicornis</i> (Linnaeus, 1758)	5/37	0,5	LC	38,1	50,0	11,9	-
	<i>Oecetis furva</i> (Rambur, 1842)	3/6	0,1	NT	71,4	14,3	14,3	-
	<i>Oecetis lacustris</i> (Pictet, 1834)	4/51	0,7	LC	35,2	61,1	3,7	-
	<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis, 1825)	7/22	0,4	LC	24,1	58,6	17,2	-
	<i>Oecetis testacea</i> (Curtis, 1834)	0/1		VU	-	100,0	-	-
	<i>Oecetis tripunctata</i> (Fabricius, 1793)	2/1		CR	-	100,0	-	-
	<i>Setodes punctatus</i> (Fabricius, 1793)	0/3		EN	-	33,3	33,3	33,3
	<i>Triaenodes bicolor</i> (Curtis, 1834)	0/3		EN	33,3	66,7	-	-
	<i>Ylodes simulans</i> (Tjeder, 1929)	0/1		EN	100,0	-	-	-
Odontoceridae	<i>Odontocerum albicorne</i> (Scopoli, 1763)	5/10	0,2	VU	-	100,0	-	-
					Legende			
					0,1-15%	15,1-33%	33,1-66%	66,1-100%

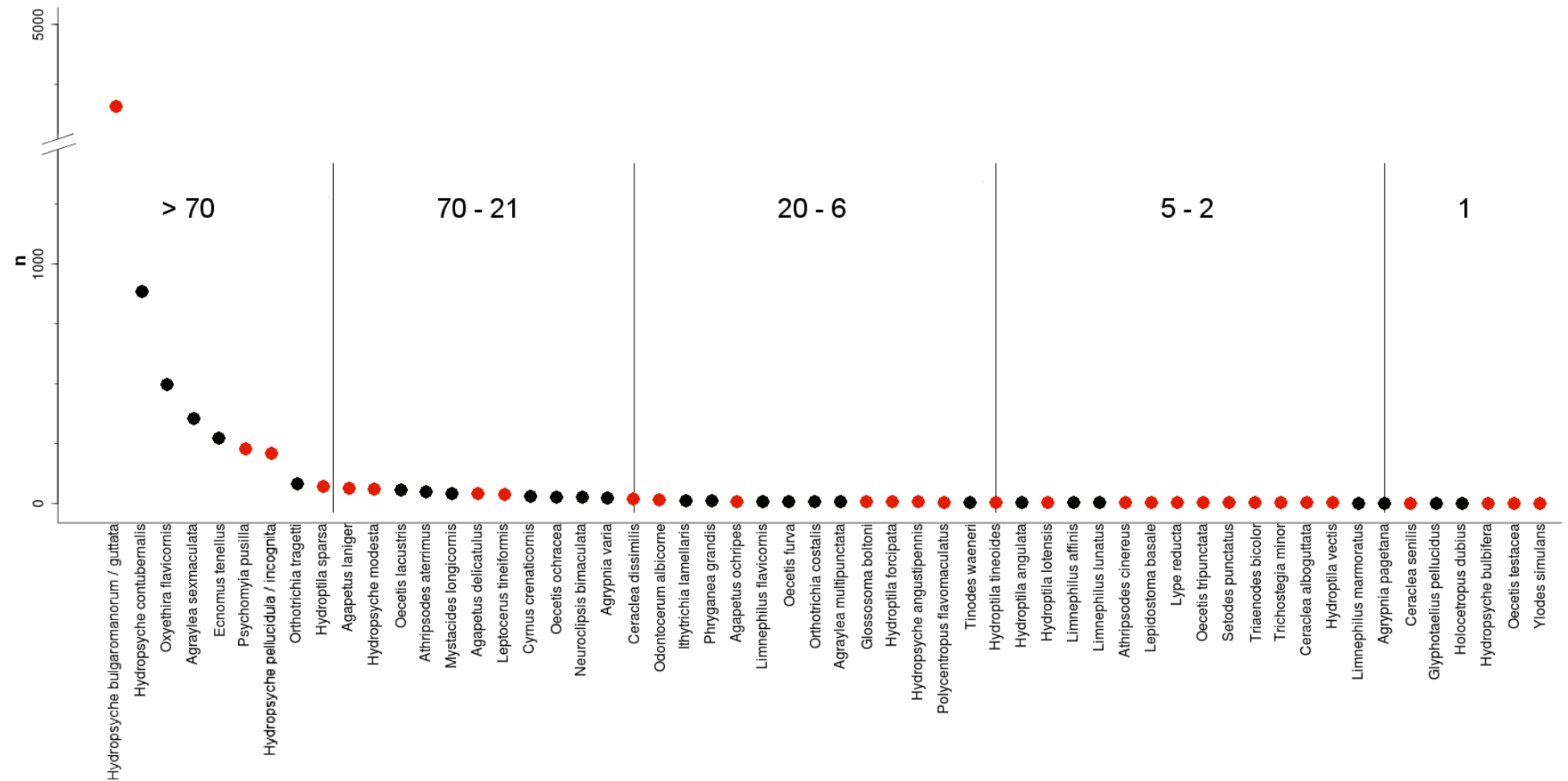


Abbildung 3.1.1: Häufigkeitsreihe der Köcherfliegenarten, die mit Lichtfallen unterschiedlichen Typus (Tab. 2.4.1) am Gelände des Grundwasserwerkes Lobau in den Jahren 2005 und 2010 gefangen wurden. Rote Punkte zeigen Arten innerhalb der Gefährdungskategorien VU (= vulnerable) bis CR (= critically endangered).

3.2 Phänologie

Der Juli 2010 war mit 6099 Individuen der Monat mit den höchsten Abundanzen (44 Arten, arithmetischer Mittelwert pro Lichtfallen-Nacht = 2033,0 Individuen). Die geringsten Fänge pro Nacht wurden im September verzeichnet (32 Individuen, 7 Arten, Mittelwert = 10,7 Individuen pro Nacht). Mit 434 Individuen war der August 2010 nach dem Juni (921 Individuen, 41 Arten, Mittelwert = 307,0 Individuen pro Nacht) der Monat mit den drittstärksten Fangzahlen (20 Arten, Mittelwert = 144,7). Im Vergleichsmonat August 2005 wurden 272 Individuen gefangen (22 Arten, Mittelwert = 17,29 Individuen pro Nacht).

Eine Übersicht über die Phänologie der einzelnen Arten gibt Tabelle 3.1.1. Folgende Arten gehören zur Gruppe der Sommerarten (nach CRICHTON; in HICKIN 1968) mit langen Flugzeiten (>3 Monate): *Hydropsyche contubernalis*, *H. bulgaromanorum/guttata*, *H. pellucidula/incognita*, *Hydroptila sparsa*, *Orthotrichia tragetti* und die Vertreter der Familie Polycentropodidae. Beispiele für die phänologische Gruppe der Sommerarten mit kurzer Flugperiode sind: *Agrypnia varia*, *Ecnomus tenellus*, *Agapetus laniger*, *Ceraclea albimaculata* und *Setodes punctatus*. Die restlichen Arten zeichnen sich durch geringe Abundanz aus, wobei im Oktober 2005 keine Trichopteren gefangen wurden.

3.3 Geschlechterverhältnis

Auf Basis der Prozentwerte wurden die sechs häufigsten Arten (>70 Individuen; Daten von 2005 und 2010 zusammengefasst) auf signifikante Unterschiede im Geschlechterverhältnis mittels Mann Withney U-Test überprüft. Da die Hydropsychae-Weibchen nicht weiter bestimmbar sind, wurden sie anteilmäßig auf Basis der Männchen zugeteilt und die Auswertung auf dem Gattungsniveau durchgeführt. In Tabelle 3.3.1 sind die Ergebnisse zusammengefasst.

Bei Kombination der Fänge der Jahre 2005 und 2010 zeigte sich, dass bei *Ecnomus tenellus*, *Hydropsyche* spp., *Hydroptila sparsa*, *Oxyethira flavicornis* und *Psychomyia pusilla* signifikant mehr Weibchen als Männchen erbeutet wurden. Insgesamt kamen im Jahr 2010 auf jedes Männchen drei Weibchen, während im Jahr 2005 das Geschlechterverhältnis der zusammengefassten Individuen aller Arten nicht signifikant unterschiedlich war. Der Unterschied zwischen den beiden Jahren erwies sich als höchst signifikant.

Kein Taxon des Datensatzes von 2005 zeigte signifikante Unterschiede in der Geschlechterverteilung, während für die Gattung Hydropsychae für das Jahr 2010 höchst signifikante Unterschiede festgestellt wurden. Bei den Arten *Psychomyia pusilla* und *Ecnomus tenellus* konnten hoch signifikant bzw. signifikant höhere Weibchenzahlen festgestellt werden.

Tabelle 3.3.1: Übersicht über die Geschlechterverhältnisse von sechs häufigen Trichopterenarten, die mit Lichtfallen 2005 und 2010 am Gelände des Grundwasserwerkes Lobau gefangen wurden. Gezeigt werden die Anzahl der Männchen und Weibchen und die Signifikanzen der U-Tests. Für Hydropsychidae wurden alle Arten zusammengefasst. NA = zu geringe Datenmenge; ns = nicht signifikant.

Taxon	$\Sigma \sigma$ (%)	$\Sigma \varphi$ (%)	2005+2010	P 2005	2010
<i>Ecnomus tenellus</i>	37 (14)	234 (86)	*	NA	*
<i>Hydropsyche</i> spp.	1365 (23)	4453 (77)	***	ns	***
<i>Agraylea sexmaculata</i>	218 (61)	137 (39)	ns	NA	ns
<i>Hydroptila sparsa</i>	23 (32)	49 (68)	*	NA	NA
<i>Orthotrichia tragetti</i>	35 (43)	46 (57)	ns	NA	NA
<i>Oxyethira flavicornis</i>	108 (22)	387 (78)	*	ns	ns
<i>Psychomyia pusilla</i>	80 (35)	148 (65)	*	ns	**
2005	200 (48)	217 (52)	ns	-	-
2010	1827 (24)	5659 (76)	***	-	-
Gesamt	2027 (26)	5876 (74)	***	2005 vs.2010: ***	

3.4 Einfluss meteorologischer Parameter auf den Anflug

Die Mittelwerte der Temperaturen und Windgeschwindigkeiten der Untersuchungsächte unterschieden sich nicht signifikant in den beiden Untersuchungsjahren (Temperatur: $\chi^2 = 0,427$, d.f. = 1, $p = 0,514$; Wind: $\chi^2 = 1,637$, d.f. = 1, $p = 0,201$). Abbildung 3.4.1/a,b zeigt dies durch die angenäherten Mediane der beiden Jahre. Im Mittel betrug die Nachttemperatur 15,5 °C, die mittlere Windgeschwindigkeit 1,6 km/h.

Um die Zusammenhänge zwischen Temperatur, Wind und Trichopterenanflug darzustellen, wurden in Abb. 3.4.1/a,b die Anflugszahlen der Individuen pro Stunde Fallenbetrieb als Balken (hellblau) hinterlegt. Die Korrelation zwischen Windgeschwindigkeiten und den relativen Anflugszahlen (% vom Monatsmaximum) ist gering ausgefallen ($S = 1046,8$, $\rho = -0,08$, $p = 0,751$), die Korrelation zwischen der Temperatur und den relativen Anflugszahlen (% vom Monatsmaximum) hingegen signifikant ($S = 336,9$, $\rho = 0,50$, $p = *$).

Um die Schwellenwerte für Wind und Temperatur abzuschätzen, wurde der Anflug als Prozentsatz des Monatsmaximums umgerechnet und mit den meteorologischen Parametern korreliert. Wie bereits dargestellt, besaß der Wind nur eine kleine Effektstärke und die Temperatur eine große Effektstärke in Bezug auf das Fangergebnis von Trichopteren. Der Zusammenhang zwischen geringster mittlerer Nachttemperatur und Fangerfolg (% vom Monatsmaximum) folgt einer logarithmischen Funktion ($n = 6$, Abb. 3.4.2/a). Der Schnittpunkt der Regressionslinie mit der Temperaturachse liegt bei 3,7 °C. Die Werte der sechs Regressionslinien-Bezugspunkte korrelieren signifikant ($S = 4$, $\rho = 0,89$, $p = *$).

Auch hohe Windgeschwindigkeiten stellen einen limitierenden Faktor für den Trichopterenanflug dar. Der Zusammenhang zwischen höchster mittlerer Windgeschwindigkeit und Fangerfolg (% vom Monatsmaximum) folgt einer negativ potentiellen Funktion ($n = 6$, Abb. 3.4.2/b). Hier lag der Schnittpunkt zwischen Ordinate und Regressionslinie bei 18,5 km/h. Die Werte der sechs Regressionslinien-Bezugspunkte korrelieren nicht ($S = 58$, $\rho = -0,66$, $p = 0,175$).

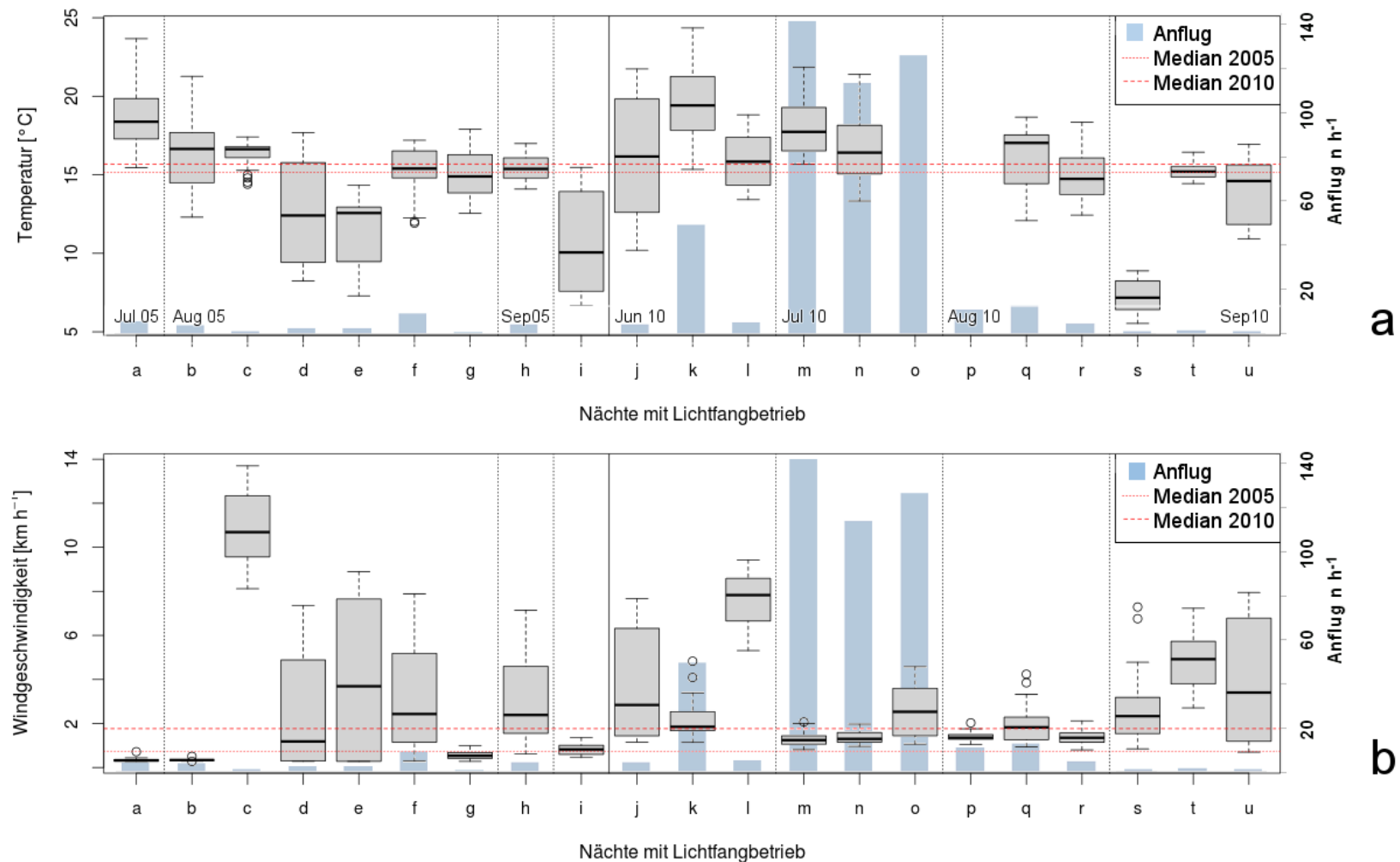


Abbildung 3.4.1: Meteorologische Parameter an den Lichtfallenpositionen im Grundwasserwerk Lobau. In beiden Abbildung ist der Anflug von Trichopteren pro Stunde Leuchtdauer hinterlegt (hellblau). (a) mittlere nächtliche Lufttemperaturen während der Leuchtzeiten (Mediane, °C); (b) mittlere nächtliche Windgeschwindigkeit während der Leuchtnächte (Median, km h⁻¹); punktierte rote Linie = Median des Jahres 2005 (a-i); strichlierte rote Linie = Median des Jahres 2010 (j-u). Für die Untersuchungs Nächte o und p fehlen aufgrund eines technischen Gebrechens die Temperaturdaten. In der Untersuchungs nacht i wurden keine Trichopteren gefangen. Box = Interquartilabstand ($Q_{0,25}$ - $Q_{0,75}$) inkl. Median; Whiskers = 100% der Daten; Ausreißer (Kreise) $\geq 1,5$ -facher Interquartilabstand; a-u = Nächte mit Lichtfallenbetrieb.

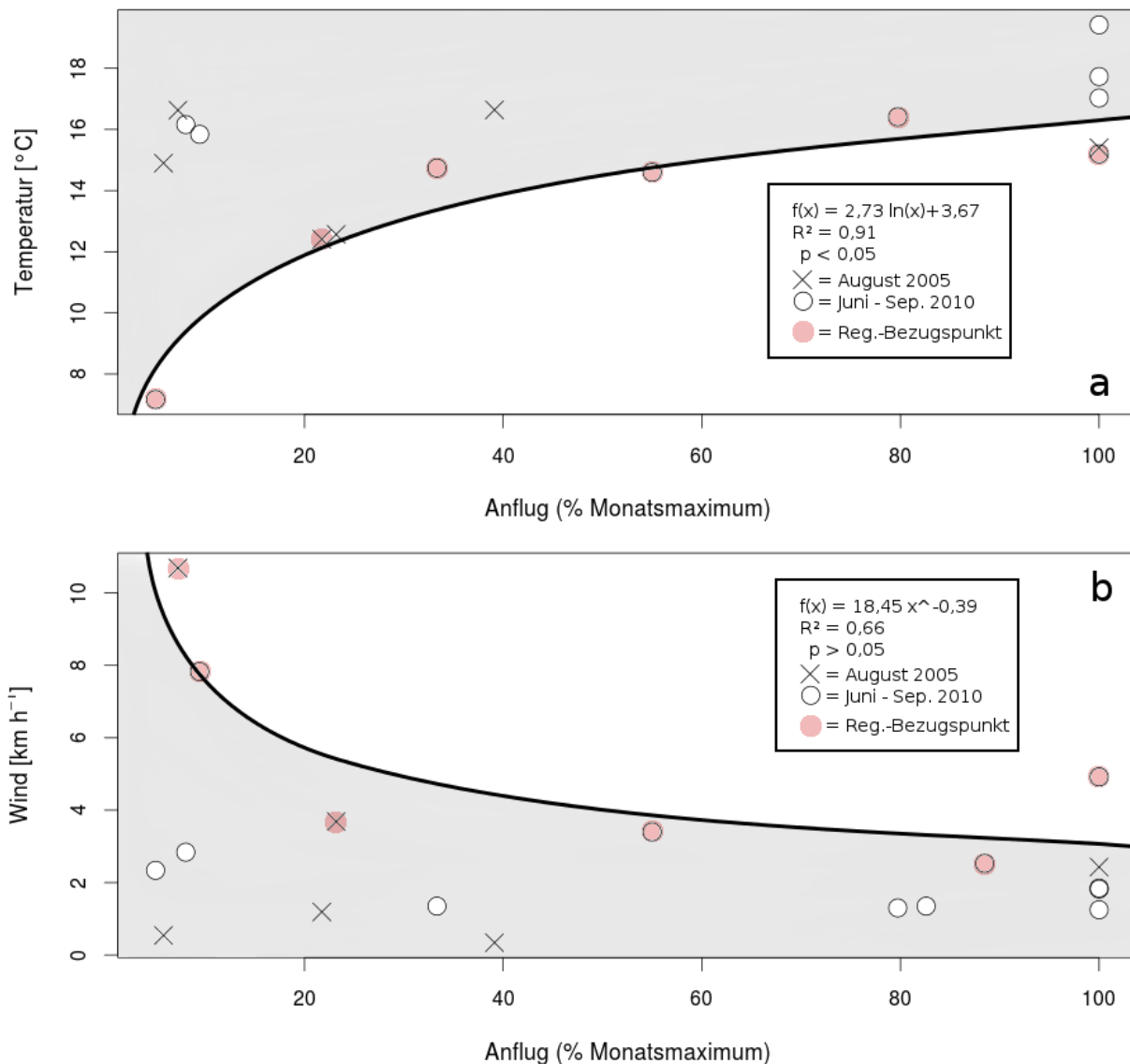


Abbildung 3.4.2: Beziehung zwischen dem Prozentsatz des Fangerfolgs (bezogen auf das jeweilige Monatsmaximum) und (a) der jeweiligen mittleren nächtlichen Lufttemperatur (Median, °C), bzw. (b) der jeweils mittleren nächtlichen Windgeschwindigkeit (Median, km h⁻¹). Darstellt sind die Prozentsätze für die Nächte des Augusts 2005 (Kreuze) sowie alle Nächte mit Lichtfallenbetrieb des Jahres 2010 (Kreise). Die Regressionslinien erlauben eine Abschätzung der optimalen meteorologischen Bedingungen zum Betrieb von Lichtfallen. Die dazugehörigen sechs Bezugspunkte sind jeweils rot hinterlegt.

3.5 Anlockwirkung der Beleuchtungsmittel

Im Untersuchungsjahr 2005 wurden insgesamt 17617 Insekten erbeutet. Die Verteilung der Individuen auf die einzelnen Ordnungen ist in Tabelle 3.5.1 dargestellt. Am häufigsten wurden Vertreter der Ordnungen Diptera und Lepidoptera erbeutet, welche gemeinsam 90,8% des Gesamtfangergebnisses von 2005 ausmachten. Die Ordnungen Hemiptera und Trichoptera stellten gemeinsam 5,0% der gefangenen Individuen, gefolgt von den Ordnungen Hymenoptera und Coleoptera, welche gemeinsam 3,8% ausmachten. Arten aus den Ordnungen Neuroptera, Psocoptera, Ephemeroptera, Thysanoptera und Saltatoria machten insgesamt 0,4% des Gesamtfangergebnisses aus. Anhang 7.3 gibt einen detaillierten Überblick über die erbeuteten aquatischen Coleopteren und die geschützten Lepidopterenarten.

An acht der neun Untersuchungs Nächte wurden Trichopteren erbeutet. In Abhängigkeit vom verwendeten Beleuchtungsmittel wurden im Mittel 0,41 bis 2,41 Insekten pro Stunde Leuchtzeit gefangen. Nur für diese Ordnung wurde mittels Kruskal-Wallis-Test ein signifikanter Unterschied zwischen den Beleuchtungsmitteln festgestellt (Tab. 3.5.1). Bei Verwendung des Post-Hoc-Tests (U-Test nach Mann-Whitney) ergaben sich nur für die Ordnungen Diptera und Trichoptera signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Leuchtmitteln. Die Reihungen der Beleuchtungsmittel, auf Basis der gefangenen Insekten pro Stunde Leuchtzeit, ist für die restlichen Ordnungen nicht statistisch signifikant (Tab. 3.5.1). Bei den Hymenopteren waren die Unterschiede des Anflugs zwischen den fünf eingesetzten Leuchtmitteln am geringsten; die stärksten Unterschiede zeigten die Ordnungen Hemiptera, Coleoptera und Trichoptera. Leuchtmittel e wurde von Diptera und Trichoptera signifikant bevorzugt; an Leuchtmittel d wurden die meisten Coleoptera und Lepidoptera gefangen und an Leuchtmittel c die meisten Hemiptera, Hymenoptera und Neuroptera. Die Anlockwirkung der Leuchtmittel a und b war generell geringer, ausgenommen für Trichoptera, die Leuchtmittel b im Vergleich zu den anderen Ordnungen am stärksten bevorzugten. In Summe bevorzugten die Insekten Leuchtmittel e, wobei der hohe Anteil an Diptera einen wesentlichen Beitrag zu diesem Ergebnis lieferte.

Tabelle 3.5.1: Übersicht über den Gesamtfang an Insekten im Jahr 2005. Gezeigt werden die Ordnungen, der Gesamtanflug sowie die arithmetischen Mittel ($\pm$ S.D.) der stündlichen Fänge, aufgeteilt auf die fünf Beleuchtungsmittel a – e; a = Kompakt-Leuchtstofflampe, b = Quecksilberdampf-Hochdrucklampe, c = Natriumdampf-Hochdrucklampe, d = Halogen-Metall dampflampe, e = Halogen-Metall dampflampe „Blau“; Post-Hoc-Testgruppen mit signifikanten Ergebnissen sind durch „ Γ Υ “ über den betreffenden Leuchtmittelbezeichnungen (a-e) dargestellt; NA = zu geringe Datenmenge.

	Gesamter Anflug n (%)	Anflug pro Beleuchtungsmittel (n h ⁻¹ ; arith. Mittel $\pm$ S.D.)					Γ U-Test Υ Reihung	Kruskal-Test chi ² / p
		a	b	c	d	e		
Coleoptera	297 (1,69)	0,16 (0,19)	0,16 (0,13)	0,57 (1,30)	1,24 (3,23)	0,88 (1,65)	d>e>c>a=b Γ * Υ	2,463 / 0,651
Diptera	13871 (78,74)	10,58 (3,83)	27,53 (26,38)	38,90 (60,12)	32,31 (55,58)	46,44 (26,84)	e>c>d>b>a	5,836 / 0,212
Ephemeroptera	7 (0,04)	0,02 (0,03)	-	0,01 (0,02)	-	0,06 (0,11)	NA	NA
Hemiptera	434 (2,46)	0,20 (0,29)	0,44 (0,53)	1,73 (2,66)	1,26 (2,95)	0,56 (0,60)	c>d>e>b>a	4,579 / 0,334
Hymenoptera	373 (2,12)	0,98 (1,07)	0,75 (0,97)	1,06 (1,74)	0,75 (1,34)	0,83 (1,11)	c>a>e>b=d	0,437 / 0,979
Lepidoptera	2123 (12,05)	2,53 (3,23)	1,94 (1,41)	6,28 (8,55)	7,01 (8,76)	3,88 (4,06)	d>c>e>a>b	2,217 / 0,696
Neuroptera	54 (0,31)	0,08 (0,12)	0,03 (0,04)	0,17 (0,23)	0,14 (0,19)	0,13 (0,16)	c>d>e>a>b	0,599 / 0,963
Psocoptera	11 (0,06)	0,02 (0,03)	-	0,04 (0,06)	0,01 (0,02)	0,06 (0,07)	NA	NA
Thysanoptera	5 (0,03)	-	-	-	0,04 (0,05)	0,01 (0,03)	NA	NA
Trichoptera	440 (2,50)	0,41 (0,40)	1,53 (1,81)	0,64 (1,13)	0,80 (0,92)	2,41 (1,17)	Γ * Υ Υ Υ e>b>d>c>a	9,764 / *
Saltatoria	2 (0,01)	-	0,03 (0,04)	0,01 (0,02)	-	-	NA	NA
Insecta	17617 (100)	14,97 (8,45)	32,41 (31,33)	49,41 (67,52)	43,56 (60,95)	55,24 (31,23)	Γ * Υ e>c>d>b>a	4,538 / 0,338

In Abbildung 3.5.1 ist die Anzahl der gefangenen Köcherfliegenarten je Gefährdungskategorie und verwendeten Beleuchtungsmittel dargestellt. Auffallend ist, dass 30 der 57 gefangenen Arten zumindest als gefährdet eingestuft sind (52,6%). Österreichweit werden von 308 Arten 154 (49,6%) als zumindest gefährdet eingestuft (exkl. Gefährdungskat. DD, LC und NT; MALICKY 2009).

Die Anzahl der gefangenen Arten steigt mit der Anzahl der Probennahmen. Abbildung 3.5.2 zeigt die Arten-Akkumulations-Kurven der beiden Jahre. Es zeigt sich, dass bei gleicher Stichprobenzahl die Schwarzlicht-Falle mehr Arten erbeutet als die gepoolten Fänge der Fallen mit Straßenbeleuchtungsmitteln. Beide Kurven erreichen nicht die Asymptote.

Pro Stunde Leuchtzeit wurden 2005 mit fünf unterschiedlichen Leuchtmitteln $1,2 \pm 0,8$ Individuen gefangen (arithmetisches Mittel, S.D.). Mit der UV-Leuchte 2010 waren es im Mittel 39,0 Individuen pro Stunde.

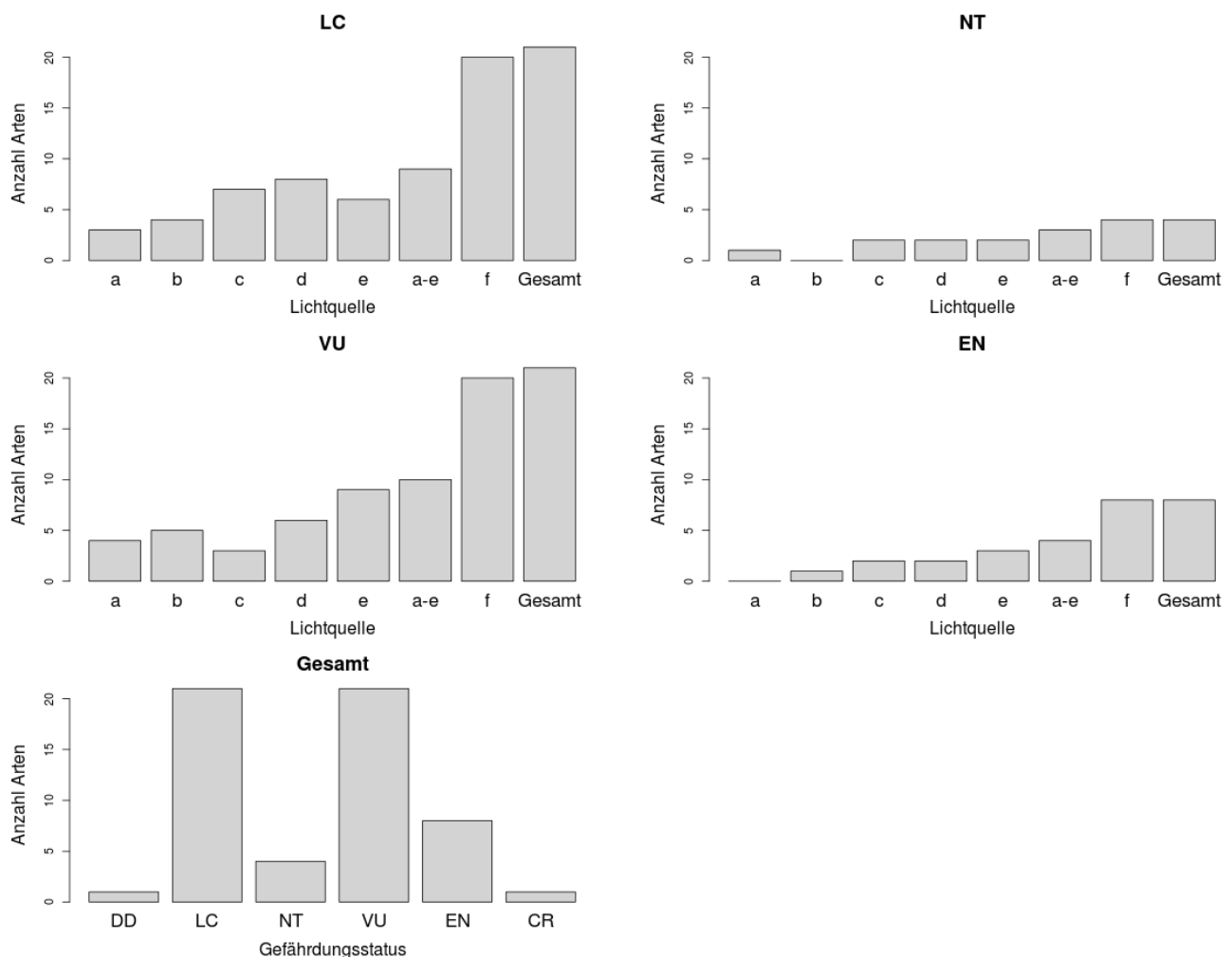


Abbildung 3.5.1: Gefährdungsstatus der Köcherfliegenarten, die mit unterschiedlichen Beleuchtungsmitteln (Tab. 2.4.1) gefangen wurden. Gefährdungskategorien: LC= ungefährdet, NT= nahezu gefährdet, VU= gefährdet, EN= stark gefährdet. Nicht dargestellt: DD = Datenlage unzureichend zur Kategorisierung (*Hydroptila angulata*, Lichtquelle f), CR = vom Aussterben bedroht (*Oecetis tripunctata*, Lichtquelle f).

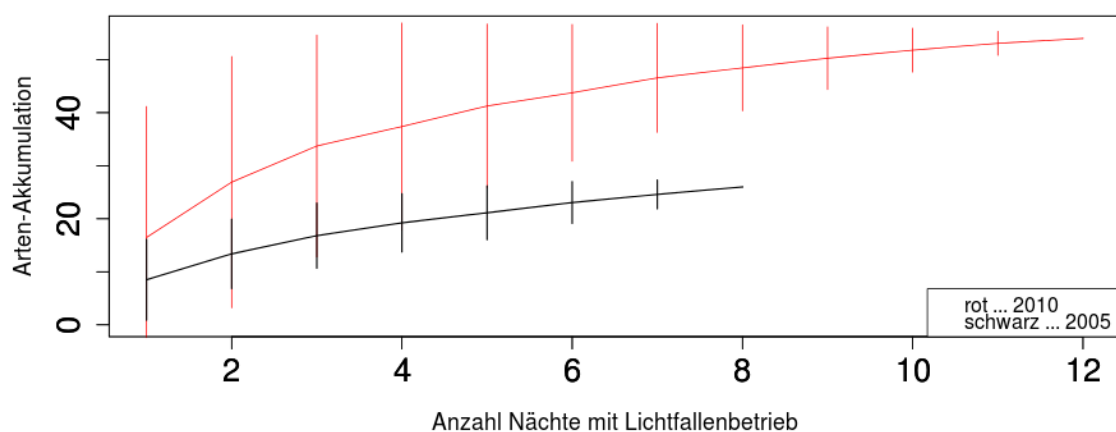


Abbildung 3.5.2: Arten-Akkumulationskurven für die Untersuchungsjahre 2005 und 2010. Dargestellt sind die akkumulierten Artenzahlen ($\pm$ S.D.) mittels zufälliger Permutation der Daten (GOTELLI & COLWELL 2001).

3.6 Einfluss des Mikrohabitats auf den Anflug

Das Untersuchungsdesign des Jahres 2005 räumte dem Faktor Mastenstandort keinen großen Einflussfaktor ein. Die Fangzahlen ergaben jedoch einen signifikanten Unterschied.

Wie bereits im Kapitel 3.4 angeführt, konnte ein signifikanter Unterschied im Fangerfolg zwischen den neun Probestagen festgestellt werden. Für die Analyse des Standortfaktors wurde daher der Kofaktor *Datum* mitberücksichtigt. Um Normalverteilung zu erreichen, wurden die Insektenfangergebnisse logarithmiert und mit folgendem linearen multifaktoriellen Model getestet: $\log(\text{Insekten}) \sim \text{Mast} + \text{Datum}$. Es zeigte sich, dass an den drei Masten ein hochsignifikant unterschiedlicher Fangerfolg erzielt wurde (Tab. 3.5.1). Als Standort mit dem höchsten biotischen Potenzial erwies sich Mast 1, gefolgt von Mast 2 und Mast 3 (Abb. 2.1.3, 3.6.1).

Tabelle 3.6.1: Ergebnisse der multifaktoriellen ANOVA zum Fangerfolg von Insekten im Jahr 2005.

$\log(\text{Insekten}) \sim \text{Mast} + \text{Datum}$	d.f.	Sum Sq	Mean Sq	f	p
Mast	2	4975	2.4876	7066	0.006885 **
Datum	8	20163	2.5203	7159	0.000583 ***
Residuen	15	5281	0.3521		

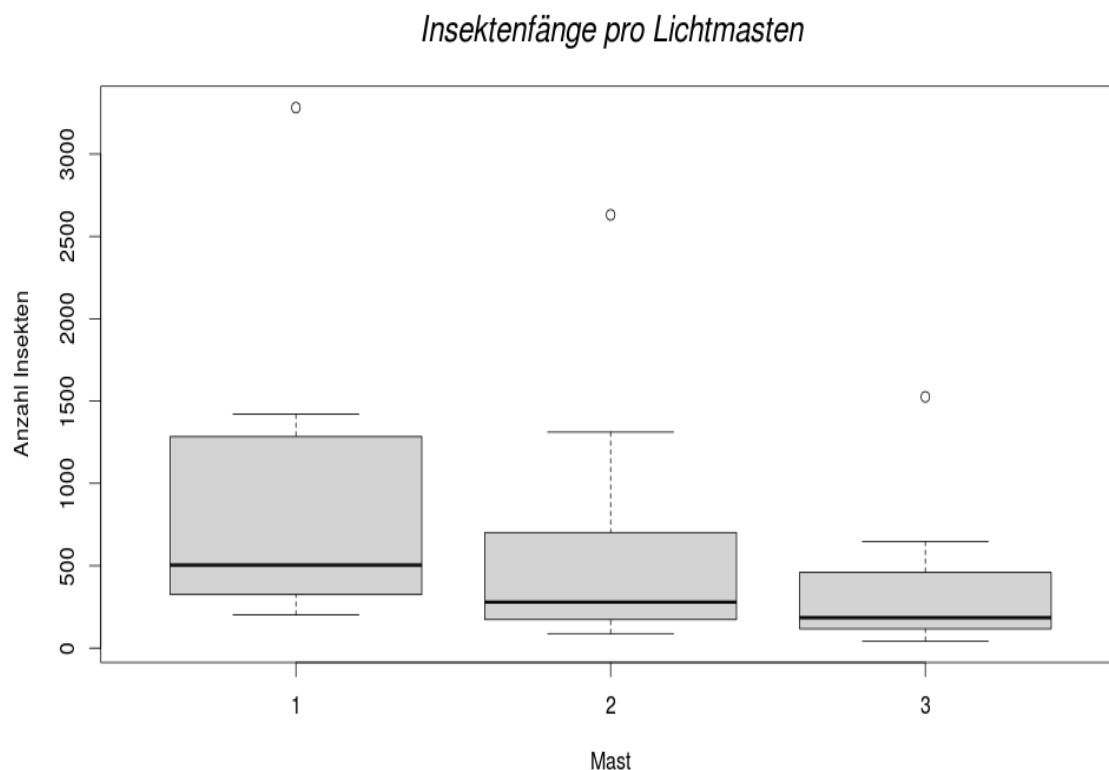


Abbildung 3.6.1: Boxplot der Insektenfänge pro Lichtmast im Untersuchungsjahr 2005.

4 Diskussion

4.1 Biologie der Köcherfliegen

Fast alle Trichopteren haben einen merolimnischen Lebenszyklus (Ausnahme *Enoicyla*). Ähnlich wie Plecopteren und Ephemeropteren besitzen sie somit mehrere aquatische Larvenstadien (meist 5) und verlassen das Gewässer nach dem letzten Stadium, um atmobiontisch zu leben. Der larvale Lebensabschnitt dauert zwischen 8 und 10 Monate, wobei bei langlebigen Imagines mit Imaginaldiapause diese Zeit auch um 3 bis 5 Monate verkürzt sein kann (*Limnephilus*, *Micropterna*). Die Larvalphase wird mit der Verpuppung abgeschlossen. Die Puppe wird als Pupa dectica (dektikos = beißend) bezeichnet und besitzt frei abstehende Extremitäten und Flügelscheiden sowie bewegliche Mandibeln zum Durchbeißen des Puppenkokons. Die Puppenruhe dauert einige Tage bis maximal einen Monat. Der Beginn der Ecdysis zur Imago unterliegt einer Tag/Nacht-Periodizität, wobei die meisten Trichopterenarten nachts schlüpfen und tagsüber ruhen. Die meist kurzlebigen Männchen vollführen bald artspezifische Schwärmtänze entlang der Ufervegetation oder direkt über den Gewässern. Dies erfolgt entweder am späten Nachmittag oder nachts, wobei auch zwischen mobilem und stationärem Schwärmverhalten unterschieden werden kann. Lang lebende Arten (ca. 4 Wochen) ernähren sich von Wasser und Nektar. Generell sind die Mundwerkzeuge der Imagines stark reduziert und werden hauptsächlich für den Flüssigkeitsausgleich genutzt. Einige Limnephiliden besitzen eine zusätzliche Diapause, in der die Gonadenentwicklung abgeschlossen wird, bevor sie geschlechtsreif werden. Diesbezüglich sind drei Entwicklungszyklen beschrieben worden: der Sommer-, Frühlings- und Herbstaspekt (WICHARD 1988). Hervorgerufen wird das Phänomen durch Larval- bzw. Imaginaldiapausen, die sowohl im Sommer als auch im Winter liegen können. Limnephillini haben beispielsweise eine durch die Langtagphotoperiode verzögerte Gonadenentwicklung.

Nach der Kopula werden die Eier, in Gallerte eingebettet, ins freie Wasser, am Ufer oder an Blättern abgelegt. Die Embryonalphase dauert meist zwischen 2 und 3 Wochen, kann aber in Abhängigkeit von Umweltbedingungen auch stark davon abweichen (WICHARD 1988; MAIER & LINNENBACH 2001). Die Reproduktionszyklen können univoltin, bivoltin und semivoltin, aber auch multivoltin bis flexibel sein (WARINGER 1991; BOKU WIEN 2012). Die meisten Arten haben einen univoltinen Zyklus und produzieren somit eine Generation pro Jahr.

In der vorliegenden Untersuchung konnten bei sechs Arten monatliche Lücken zwischen den Fängen festgestellt werden. Diese sind mit Hilfe von unterschiedlichen Szenarien erklärbar: durch das seltene Vorkommen der Art, durch das Vorhandensein einer Imaginaldiapause oder durch die Dauer der jeweiligen Flugperiode bzw. durch zeitliche Emergenzmuster (CORBET 1964; HICKIN 1968; WICHARD 1988; WARINGER 1991). Für die Limnephiliden ist, wie bereits einleitend dargestellt, die Imaginaldiapause die passende Erklärung. Tatsächlich sind drei Arten aus der Gattung *Limnephilus* von diesen Lücken betroffen: *Limnephilus affinis*, *Limnephilus flavicornis* und *Limnephilus lunatus*. Die von WARINGER (1991) beschriebene zeitliche Verteilung von *Limnephilus affinis* kann mit den vorliegenden Daten bestätigt werden, jedoch mit einer ca. zweimonatigen und einen Monat nach hinten verschobenen Lücke von Mitte Juni bis Mitte August (Tab. 3.1.1 S. 22, bzw. Tab. 7.2.1 S. 76). Diese Unterschiede könnten der Stichproben- bzw. geringen Individuenanzahl zugeschrieben werden.

Von den insgesamt 57 Arten dieser Studie (100% Individuen) zeigen 24 Arten eine Präferenz für stehende Gewässer (18,9%), 27 Arten zeigen Fließgewässerpräferenz (80,3%), sechs besitzen keine deutlichen Präferenzen für fließende oder stehende Gewässer (0,8%). Von den 27 Fließgewässerarten haben 12 zonale Präferenzen, davon fünf für das Epipotamal und drei für das Hyporhithral. Zwei Arten haben eine gleichrangige Verteilung auf diese beiden Gewässerzonen (0,8%) (Gewässerzonenpräferenz nach: WARINGER 1991; BOKU WIEN 2012). In einer vergleichbaren Studie in Bad Deutsch-Altenburg (Donau) wurden 53 Arten (100% Individuen) gezählt. Die fünf häufigsten waren Fließgewässerarten (75,4%). Insgesamt wurden 16 Donauarten gezählt (99,2%), 19 von stehenden Gewässern (0,5%) und neun von Zubringern (0,1%). Die restlichen neun Arten konnten keinem Bruthabitat zugeordnet werden (WARINGER 1991). In diesem Zusammenhang ist *Odontocerum albicorne* interessant, da diese Art mit sieben Valenzpunkten für das Epirhithral und mit einem Valenzpunkt für das Metarhithral indiziert wird. Individuen dieser Art wurden bereits im Stadtgebiet von Linz gefangen (KUSDAS 1955) und stammen wahrscheinlich aus unverschmutzten kleinen Donauzubringern in der Region.

4.2 Phänologie

Nur 14 österreichische Köcherfliegenarten haben ihre Flugzeiten im Winter, wobei ausschließlich *Chaetopteryx villosa* einen wirklichen Schwerpunkt im Winter aufweist. Im Herbst fliegen 12% und im Frühjahr 9%. Die meisten der 309 gelisteten Arten Österreichs (MALICKY 2009, OLÁH et al. 2012) fliegen hingegen schwerpunktmäßig im Frühjahr und Sommer, wobei mehr als die Hälfte ihre Emergenz im Sommer hat. Insgesamt 26 Arten schwärmen praktisch nur im Sommer und 12 können das ganze Jahr über angetroffen werden (WARINGER 1991, 1996; MALICKY & REISINGER 1997; NEU 2011; BOKU WIEN 2012). Die Emergenz, also die Ecdysis von der Larve zur Imago, kann zeitlich unterschiedlich erfolgen. Prinzipiell kann man vier Muster unterscheiden: kontinuierliche, rhythmische, punktuelle und saisonale. Rhythmische Emergenz kann beispielsweise circadian oder lunar gesteuert sein (CORBET 1964).

Die bei WARINGER (1991) angeführten kurz fliegenden Arten *Agraylea sexmaculata*, *Ecnomus tenellus*, *Leptocerus tineiformis*, *Setodes punctatus* und *Ceraclea alboguttata* konnten weitestgehend bestätigt werden. Im Fall von *Ecnomus tenellus* konnte in dieser Studie eine um einen Monat längere Flugzeit festgestellt werden.

4.3 Geschlechterverhältnis

Das bei der Emergenz beobachtete Geschlechterverhältnis fällt oft zugunsten der Weibchen aus, wobei die Ursachen für dieses Phänomen unterschiedlich diskutiert werden und Laboruntersuchungen nur für wenige Arten gemacht wurden. Unter anderem werden höhere Mortalität und kleinerer Wuchs bei Männchen sowie Verhaltensunterschiede angeführt. So sollen *Chaetopteryx villosa*-Weibchen trotz funktionsfähiger Flügel nicht fliegen und nur am Boden verbleiben (WARINGER 1996).

Bei Lichtfängen in Bad Deutsch-Altenburg konnte bei insgesamt neun der fünfzehn häufigsten Trichopterenarten ein signifikanter Unterschied im Geschlechterverhältnis festgestellt werden, wobei ein Drittel dieser neun Arten mehr Männchen als Weibchen aufwies (WARINGER 1991). Im Unterschied zu den Daten von WARINGER (1991) weisen die vorliegenden Daten (2010) bei den Hydropsychidae und bei *Hydroptila sparsa* signifikant mehr Weibchen aus. Als neues Ergebnis kann die Tendenz zur Signifikanz bei *Oxyethira flavicornis* gesehen werden ($p = 0,056$), die bei WARINGER (1991) aufgrund von zu geringen Stückzahlen die Testkriterien nicht erfüllten. Selbiges gilt auch für *Orthotrichia tragetti*, die jedoch keine signifikanten Unterschiede im Geschlechterverhältnis zeigte. Vor allem für die

ersten beiden besprochenen Taxa, aber auch für *Ecnomus tenellus*, *Agraylea sexmaculata*, *Oxyethira flavicornis* und *Psychomyia pusilla* zeigte sich, dass 2010 prozentual mehr Weibchen gefangen wurden als bei WARINGER (1991). Ein Unterschied zwischen den Studien, der diesen Umstand erklären könnte, ist die Distanz der beiden Untersuchungsorte relativ zur Donau. Als Konsequenz müsste die Hypothese getestet werden, dass die Weibchen der betreffenden Köcherfliegen-Taxa weitere Flüge unternehmen als die entsprechenden Männchen, unter der Prämisse, dass die Donau das Wohngewässer darstellt. In einer Studie in Großbritannien konnten diesbezüglich keine signifikanten Unterschiede im Geschlechterverhältnis im lateralen Dispersionsverhalten festgestellt werden, gleichzeitig wurden mehr Weibchen direkt über den Bächen (FOZ 1-2) gefangen (PETERSEN et al. 2004). HARRIS (1971) stellte ein Verhältnis von fünf Weibchen zu drei Männchen an Lichtfallen fest. Zu bedenken ist auch, dass sich das Geschlechterverhältnis umkehren kann, wenn man die Ergebnisse von Lichtfallen und Fallen ohne Lichteinfluss vergleicht. Gezeigt wurde dies anhand der Art *Philopotamus montanus*, die an Lichtfallen im Verhältnis von sieben Männchen zu drei Weibchen gefangen wurde (MÜLLER & ULFSTAND 1970; nach SCHEIBE 2000). Inwieweit dies auf die in dieser Studie gefangenen Arten zutrifft, bleibt zu testen. Der höchst signifikante Unterschied zwischen den Daten aus 2005 und 2010 in puncto Geschlechterverhältnisse legt den Schluss nahe, dass Trichopteren-Weibchen eine Präferenz für UV-Lichtquellen haben.

CRICHTON (1960; nach SCHMIEDEL 2001) dokumentierte ebenfalls die Geschlechterverhältnisse an Lichtquellen. Die beschriebenen Tendenzen stimmen mit jenen der Daten aus 2010 größtenteils überein. Unterschiede ergaben sich für die Arten *Mystacides longicornis*, *Oecetis lacustris* und *Ecnomus tenellus*. Im Gegensatz zu CRICHTONS (1960) Ergebnissen wurden bei diesen Arten mehr Weibchen gefangen, im Fall von *E. tenellus* sogar signifikant mehr.

4.4 Einfluss meteorologischer Parameter auf den Anflug

Anhand der explorativen Analyse der Beziehung zwischen Fangerfolg und den abiotischen Parametern Temperatur und Windgeschwindigkeit konnten die optimalen Bedingungen für den Betrieb von Lichtfallen dokumentiert werden. Ab 11°C mittlerer Nachttemperatur und < 6 km h⁻¹ mittlerer Windgeschwindigkeit können gute Bedingungen angenommen werden

(vgl. Abb. 3.4.2). Unter einer Temperatur von 3,7 °C (Median der Nachttemperatur) scheint keine Flugaktivität von Trichopteren stattzufinden. Dies deckt sich gut mit der von WARINGER (1991) publizierten maximalen Nachttemperatur von 6,8 °C, unter der er, im Zeitraum von April bis November, keinen Anflug von Trichopteren feststellen konnte. SMITH et al. (2002) publizierten eine minimale Temperatur von 14 °C, ab der hohe Anflugzahlen von Trichoptera zu erwarten sind. Zum Fliegen wird bei Insekten eine Körpertemperatur von 30°C in der Thoraxmuskulatur benötigt, diese wird z.B. durch Muskelzittern erreicht. Unter anderem, sind aus diesem Grund nur wenige Insekten dazu in der Lage, bei niedrigen Außentemperaturen zu fliegen (NACHTIGALL 2003).

Der errechnete Maximalwert von 18,5 km h⁻¹, ab dem keine Köcherfliegen mehr fliegen können, ist theoretischer Natur. Dieser spiegelt nicht die in situ-Windverhältnisse an den Lichtfallen wider, sondern Windmessungen in größerer Höhe und in nicht unmittelbarer Nähe. In den beiden Untersuchungs Nächten mit den höchsten gemessenen Windgeschwindigkeiten (*c* und *l*) wurden auch sehr kleine Trichopterenarten gefangen, weshalb Aussagen zur Flugtüchtigkeit aufgrund der Größe nicht schlüssig wären. Die Ergebnisse zum Faktor Wind zeigen, dass ab einem Beaufort-Grad von 2 (6 - 11 km h⁻¹) mit einem das Fangergebnis beeinflussenden Effekt gerechnet werden kann. Zu beachten ist, dass die Windgeschwindigkeit mit der Höhe im Windprofil logarithmisch zunimmt (ETLING 1996). Für Trichopteren gibt es diesbezüglich keine publizierten Fluggeschwindigkeiten (NENTWIG 1982; NACHTIGALL 2003), eine Fluggeschwindigkeit von bis zu 11 km/h erscheint jedoch nicht unwahrscheinlich, da in der Literatur Werte von 1,8 km h⁻¹ bis 40 km h⁻¹ für unterschiedliche Insektenordnungen angegeben werden. Einige wandernde Arten nutzen den Wind aktiv aus, jedoch ist das Fliegen gegen den Wind keineswegs ungewöhnlich. Beim Flug gegen den Wind fliegen Tiere in geringeren Flughöhen, um die dort niedrigeren Windgeschwindigkeiten auszunutzen.

Der Mond und das von ihm reflektierte Licht wird in vielen Publikationen als wichtiger Faktor für die Anlockkraft von Lichtfallen gesehen. So soll das Mondlicht in Konkurrenz zu den Leuchtmitteln stehen und durch den verminderten Hintergrundkontrast bei Vollmond der Anflug an die Leuchtmittel geringer ausfallen (DREISIG 1980; SCHACHT & WITT 1986; EISENBEIS & HASSEL 2000; NOWINSZKY 2004; EISENBEIS 2006; NOWINSZKY et al. 2010). Andere Studien zeigten umgekehrt aber auch, dass bei Vollmond der Anflug von Insekten höher ausfiel bzw. der Effekt des Mondes vernachlässigbar ist. Argumentiert wird, dass der Anflug von dämmerungsaktiven Insekten durch den Vollmond gesteigert wird bzw. dass

sich durch ihn die nächtliche Flugzeitdauer verlängert (NABLI et al. 1999; SCHEIBE 2000; HÖTTINGER & GRAF 2003; NOWINSZKY 2004; NOWINSZKY et al. 2010). Auch die Anflugdistanz soll sich in Abhängigkeit vom Hintergrundkontrast durch natürliche Lichtquellen verändern. So soll der Unterschied zwischen Voll- und Neumond bei 20 bis 300 m liegen, in einigen Fällen sogar über 800 m. Die eigentliche Anlockdistanz der Leuchten wurde dabei auf 7 bis 20 m eingeschätzt, wobei unterschiedliche Lampen verwendet wurden (NOWINSZKY 2004).

Der Einfluss der Luftfeuchtigkeit auf die Flugaktivität von Insekten wurde in dieser Studie nicht näher erörtert. Diesbezüglich konnte WARINGER (1991) keinen signifikanten Zusammenhang für die Ordnung Trichoptera feststellen.

4.5 Einfluss des optischen Apparates auf den Anflug

Trichoptera besitzen optische Superpositionsaugen, zusätzlich besitzen einige Arten noch zwei bis drei Ozellen (Details siehe Kap. 4.8, Lichtwahrnehmung bei Insekten). Die im Untersuchungsgebiet gefangenen Köcherfliegenarten besitzen zu 30% Ozellen. Alle in Österreich beschriebenen Arten weisen hingegen einen Anteil von 58% auf (BOKU WIEN 2012).

In Absolutzahlen waren innerhalb der beiden Untersuchungsjahre Arten mit Ozellen durch ihre geringere absolute Häufigkeit seltener. Bezogen auf die Artenzahl waren sie jedoch häufiger in den Proben vertreten als jene ohne Ozellen (Tab. 4.5.1). Die Quotienten der absoluten Werte waren im Jahr 2005 (Beleuchtungsmittel a-e) niedriger als 2010, ebenso die Quotienten der relativ auf eine Art gezählten Werte. Dieser Umstand kann als Indiz dafür gewertet werden, dass UV-Lichtfallen ein deutlicheres Bild des Artinventars zeigen können als handelsübliche Beleuchtungsmittel. Gleichzeitig zeigt es, dass der höhere UV-Anteil einen steigernden Effekt auf die Anlockwirkung bei Arten mit Ozellen hat. Dieser Effekt wird jedoch erst durch die Betrachtung der Quotienten der 2010 gefangenen Arten (Δf , Tab. 4.5.1) deutlich, da die relativen Werte an einzelnen Beleuchtungsmittel (2005) größtenteils höher waren als die berechneten der UV-Leuchte (f, 2010). Die Quotienten zwischen Donauauenarten und den Arten des Untersuchungsjahres 2010 waren ähnlicher als die des Jahres 2005. Um jedoch stichfest sagen zu können, dass die Ozellen der Trichoptera bei Lichtfängen zu einem verstärkten Anflug führen, wären zusätzliche Parameter notwendig. Beispielsweise könnte durch einen Vergleich mit Ermergengzfängen oder Fängen mit Luftklektoren geklärt werden, ob die höhere relative Häufigkeit nicht

bereits auf der Populationsebene vorhanden ist.

Tabelle 4.5.1: Verhältnis von Trichoptera mit Ozellen zu Trichopteren ohne Ozellen. Aufteilung in absolute Artenzahlen und absolute Häufigkeiten (H.), mit denen diese Arten anzutreffen waren. Zusätzlich Quotienten zur Darstellung von Relationen dieser Werte (grau unterlegt). Beleuchtungsmittel a-e = Straßenbeleuchtungsmittel im Jahr 2005; Beleuchtungsmittel f = UV-Lichtfalle im Jahr 2010. Δf = Arten 2010 – 2005.

	Beleuchtungsmittel														
	Arten	a H.	rel. H.	Arten	b H.	rel. H.	Arten	c H.	rel. H.	Arten	d H.	rel. H.	Arten	e H.	rel. H.
ohne Ozellen	7	8	1,14	9	10	5,00	12	14	1,17	17	22	1,29	16	30	1,88
mit Ozellen	2	4	2,00	2	2	9,00	3	4	1,33	2	6	3,00	5	12	2,40
mit/ohne	0,29	0,50	1,75	0,22	0,20	1,80	0,25	0,29	1,14	0,12	0,27	2,32	0,31	0,40	1,28

	Beleuchtungsmittel									Gesamt			Donauauen Arten
	Arten	a - e H.	rel. H.	Arten	f H.	rel. H.	Arten	Δf H.	rel. H.	Arten	H.	rel. H.	
ohne Ozellen	21	84	4,00	38	131	3,45	19	51	2,68	40	215	5,38	68
mit Ozellen	6	28	4,67	17	70	4,12	11	38	3,45	17	98	5,76	38
mit/ohne	0,29	0,33	1,17	0,45	0,53	1,19	0,58	0,75	1,29	0,43	0,46	1,07	0,56

4.6 Anflug von Insekten an künstliche Beleuchtungsmittel

Ein statistischer Vergleich der Insektenfänge von 2005 mit denen von 2010 wird aus mehreren Gründen nicht angestrebt. Einerseits fehlen Vergleichsdaten, um die Variabilität zwischen den Untersuchungsjahren zu beschreiben, andererseits sind Korrekturwerte für die herrschenden Kofaktoren bei unterschiedlichen Untersuchungsdesigns nicht vorhanden. Für einen stichfesten statistischen Vergleich müsste ein multifaktorielles Modell mit einigen dieser Kofaktoren, wie beispielsweise Abiotik, Lichtqualität und -quantität, berechnet werden. Darüber hinaus wäre ein größerer Stichprobenumfang nötig. Die im Folgenden diskutierten Vergleiche zwischen unterschiedlichen Datensätzen sind daher als deskriptiv zu verstehen und sollen beim Generieren von Hypothesen helfen.

Unter Berücksichtigung der eingangs erwähnten Vorbehalte zeigte sich die Schwarzlicht-Falle, gegenüber den anderen Beleuchtungsmitteln des Jahres 2005, als deutlich effektiver beim Fang von Trichopteren. Im Monat August 2010 konnten im Mittel immerhin dreimal so viele Köcherfliegen erbeutet werden als im Vergleichsmonat 2005. Die Anzahl der gefangenen Arten war mit 55 gegenüber den 27 im Jahr 2005 gefangenen Arten an den Schwarzlicht-Fallen deutlich höher. Dies wird vor allem durch den steileren Anstieg der Arten-Akkumulations-Kurve deutlich (Abb. 3.5.2).

Der Datensatz des Untersuchungsjahres 2010 wurde, abgesehen von den Plecopteren, ausschließlich in Richtung Trichopteren ausgewertet. Insgesamt wurden im Jahr 2010 7486 Individuen aus elf Familien bestimmt und im Jahr 2005 417 Individuen aus acht

Familien (Tab. 2.4.2, 3.5.1, 7.2.1 & 7.2.2). Ein auffälliger Unterschied zwischen den Proben der beiden Untersuchungsjahre bestand auf Ordnungsebene. So wurden im Jahr 2010 15 Plecopteren in den Proben gezählt und 2005 keine einzige. Wie unterschiedlich die Untersuchungsmethoden trotz vieler Gemeinsamkeiten waren, zeigt sich nicht zuletzt durch die zwölfmal höhere mittlere Individuenanzahl der Trichopteren je Untersuchungsnacht und Jahr im Untersuchungsjahr 2010.

Nicht an allen Probentagen des Jahres 2005 kamen alle Beleuchtungsmittel zum Einsatz. Neben den Standortunterschieden (siehe Kap. 3.6) beeinflussten auch unterschiedliche Wetterverhältnisse das Ergebnis. Die Wirkung dieser Einflussfaktoren wird auch durch Ergebnisse anderer Studien bestätigt (HAUSMANN 1990; WARINGER 1991; YELA & HOLYOAK 1997; HÖTTINGER & GRAF 2003; NOWINSZKY et al. 2010). Diesbezüglich konnte zwischen den neun Probentagen für das Untersuchungsjahr 2005 ein signifikanter Unterschied im Fangenerfolg festgestellt werden ($\chi^2 = 16,125$, d.f. = 8, $p = *$).

Die jeweils verwendeten Beleuchtungsmittel unterschieden sich vor allem im emittierten Spektrum und der Bestrahlungsstärke im UV-A Bereich (Tab. 2.4.1, Abb. 2.4.1 und Anhang 7.1). Die Ausgangshypothese besagte, dass bei einer höheren Gesamtbestrahlungsstärke bzw. einer höheren Bestrahlungsstärke im UV-A Bereich mehr Insekten angelockt werden sollten. Unter diesen Voraussetzungen hätten Beleuchtungsmittel a und c die wenigsten Insekten und die Beleuchtungsmittel d, b und e in steigender Reihenfolge die meisten Insekten angelockt. Diese Reihenfolge wurde in den Ergebnissen für die Trichopteren bestätigt, bei allen andern näher untersuchten Ordnungen und auf Klassenebene ergaben sich jedoch zum Teil erhebliche Unterschiede. Vor allem bei Beleuchtungsmittel b wurden, entgegen der Grundannahme, verhältnismäßig wenige Individuen angelockt und umgekehrt dazu mit Beleuchtungsmittel c verhältnismäßig mehr. Die Ursachen für diese Diskrepanzen könnten im geringen Stichprobenumfang von Leuchtmittel b liegen oder in häufigeren Installationen des Beleuchtungsmittels c auf Mast 1, an dem signifikant mehr Insekten erbeutet wurden (vgl. Kap. 3.6 und Tab. 2.4.2). Die Ergebnisse entsprechen somit weitestgehend den Erwartungen, da insbesondere auf Klassenebene nur zwischen den Beleuchtungsmitteln e und a ein signifikanter Unterschied festgestellt wurde (vgl.: EISENBEIS & HASSEL 2000; HUEMER et al. 2010, 2011; EISENBEIS & EICK 2011; SONEIRA 2013).

Tabelle 7.2.1 vergleicht Untersuchungen, die mit den erhobenen Daten aus 2005 vergleichbar sind. Wie für den Datensatz aus 2010, muss auch hier angeführt werden, dass ein direkter Vergleich der Studien nicht möglich ist und die dargestellte Tabelle

lediglich als Orientierung der Größenordnungen und als Indikator zur Unterschiedlichkeit der Untersuchungsmethoden und Habitate verstanden werden kann. Ein gemeinsamer Unterschied zu den anderen Studien war, dass 2005 keine modernen LED-Beleuchtungsmittel mitberücksichtigt wurden. Der Stichprobenumfang betrug in der EISENBEIS-Studie 964, mit einem maximalen Fangergebnis von 441 Individuen in einer Stichprobe. Der Standort lag am Rhein im Düsseldorfer Stadtgebiet (EISENBEIS & EICK 2011). In den zwei HUEMER-Studien wurden jeweils 108 Stichproben gezogen, mit einem maximalen Fangergebnis von ca. 500 Individuen in einer Stichprobe. Der Standort war hierbei jeweils identisch und lag in einem Wald am Blasiusberg in Tirol (HUEMER et al. 2010, 2011). Im Jahr 2005 wurden 26 Stichproben (Doppelnächte) gezogen, mit einem maximalen Fangernfolg von 3282 Individuen in einer Stichprobe. Der Stichprobenumfang der SONEIRA-Studie betrug 288, mit einem maximalen Fangergebnis von 1422 Individuen in einer Stichprobe. Der Standort lag auf der Donauinsel am Wiener Stadtrand (SONEIRA 2013).

Tabelle 4.6.1: Deskriptiver Vergleich der vorliegenden Daten mit anderen Studien. Relativer prozentualer Anteil ausgewählter Ordnungen, inklusive der durchschnittlichen Individuenanzahl pro Stichprobe der jeweiligen Untersuchungen. Doppelnächte der vorliegenden Studie wurden berücksichtigt.

Untersuchung	Diptera	Lepidoptera	Hemiptera	Trichoptera	Hymenoptera	Coleoptera	Ind./Stichprobe
SONEIRA 2013	79,8 %	4,4 %	3,1 %	6,1 %	3,0 %	3,5 %	288,2
EISENBEIS & EICK 2011	44,7 %	7,1 %	6,0 %	14,5 %	13,9 %	13,8 %	32,7
HUEMER U. A. 2011	72,9 %	8,6 %	8,0 %	0,2 %	7,0 %	3,5 %	166,9
HUEMER U. A. 2010	56,2 %	19,3 %	8,8 %	0,1 %	7,7 %	7,9 %	186,2
Vorliegende 2005	79,1 %	12,1 %	2,5 %	2,5 %	2,1 %	1,7 %	337,3

In den Werten der Tabelle lassen sich durchaus Ähnlichkeiten finden, jedoch ist ein kausaler Rückschluss auf einen einzigen entscheidenden Faktor mit dem bestehenden Wissen zum Thema Anlockwirkung von Kunstlicht auf Insekten nicht unproblematisch. Neben den Standortfaktoren und saisonalen Effekten ist vor allem die Unterschiedlichkeit der verwendeten Beleuchtungsmittel ein Unsicherheitsfaktor für die Vergleichbarkeit von Studien. Die teilweise unpräzise Verwendung von Termini der Lichttechnik führt zusätzlich zu Problemen, weshalb im Kapitel 4.7 auf die Fachtermini eingegangen wird.

4.7 Strahlungsphysik und Lichttechnik

Licht bezeichnet jenen Teil der elektromagnetischen Strahlung, die vom Menschen optisch wahrgenommen wird. Dieser Bereich besitzt Wellenlängen zwischen 400 nm (violett) und 780 nm (rot). Nach oben hin schließen sich die Infrarotstrahlung (Wärme), Mikrowellen, Rundfunkwellen und Wechselstrom, jeweils mit steigender Wellenlängen, an. Nach unten hin, also mit kürzeren Wellenlängen, schließen sich die ultraviolette, Röntgen-, Gamma- und kosmische Höhenstrahlung an.

Die Sonne emittiert elektromagnetische Wellen im Bereich zwischen Röntgenstrahlen und langen Rundfunkwellen. Von 140 nm bis 10 cm Wellenlänge verhält sich das Spektrum der Sonne wie das eines Schwarzen Strahlers bei 6000 K. Das bedeutet unter anderem, dass die Sonne in diesem Bereich ein charakteristisches Spektrum aussendet, das von der Temperatur abhängig ist. Ein planckscher Strahler dieser Temperatur hat ein Spektrum mit einem Maximum im sichtbaren Bereich des Lichts. Bei 3000 K verschiebt sich sein Spektrum in den Infrarot-Bereich (HORVATH 1999).

Die Erde besitzt einen wirksamen Filter für elektromagnetische Strahlung, die Atmosphäre. Diese verhindert, dass weite Bereiche der Infrarotstrahlung und langwellige Rundfunkstrahlung die Erde erreichen. Noch wichtiger ist jedoch, dass elektromagnetische Wellen kleiner als 290 nm, bei intakter Ozonschicht, gänzlich von der Atmosphäre absorbiert werden. Der absorbierte Wellenlängenbereich der ultravioletten Strahlung (UV-Strahlung) von 1 nm bis 290 nm wird als UV-C bezeichnet, der anschließende Bereich mit Wellenlängen von 290 nm bis 320 nm als UV-B. Wellenlängen bis zu diesem Bereich werden von Fensterglas herausgefiltert. Der „unschädliche“ und dennoch physiologisch wirksame Bereich von 320 nm bis 400 nm wird als UV-A bezeichnet. Dieser Bereich passiert bereits ungehindert Fensterglas (HOCKBERGER 2002). Schwarzlicht ist nahe UV-A-Strahlung und im Gegensatz zu UV-B nicht im gleichen Umfang für die Haut schädlich (CHRISTIAN-ALBRECHTS-UNIVERSITÄT KIEL 2003), insbesondere nicht bei Strahlungswerten, die durch handelsübliche Schwarzlichtröhren erreicht werden (OTT et al. 2012).

Kenngößen der Lichttechnik (photometrische Größen) und der Strahlungsphysik (radiometrische Größen) sind auf Grund der Ähnlichkeiten für Laien schwer zu unterscheiden. Der wichtigste Unterschied liegt darin, dass lichttechnische Größen an die subjektive Empfindung des menschlichen Auges angepasst sind. Die entsprechenden Größen sind am Formelzeichen mit einem tiefgestellten „v“, z.B. Φ_v für den Lichtstrom, zu

erkennen. Dieses tiefgestellte „v“ in den Formelzeichen steht für visuell, also den sichtbaren Bereich der Strahlung. Den Zusammenhang zwischen radiometrischer und photometrischer Größe beschreibt die V-Lambda-Kurve, welche die Helligkeitsempfindung des menschlichen Auges berücksichtigt. Sie wurde durch die Internationale Beleuchtungskommission CIE auf Basis empirischer Versuche für einen Standard-Beobachter definiert. Diese Kurve gibt es für den photopischen, mesopischen und skopischen Bereich des Sehens. Radiometrische Größen werden ohne zusätzliche Zeichen oder mit einem tiefgestellten „e“ (energetisch) dargestellt.

Die Strahlungsintensität eines Körpers hängt von seiner Emittanz ($E = \text{Strahlungsflussdichte}$) ab, die sich aus dem Differentialquotienten der ausgestrahlten Leistung ($dF = \text{Strahlungsfluss, Strahlungsleistung}$) und der Fläche (dA) des Strahlers ergibt. Messbar ist die Strahlungsflussdichte (Energieflussdichte, Bestrahlungsstärke, spezifische Ausstrahlung) mit einem Pyranometer in der Einheit W m^{-2} . Wie aus der Definition ersichtlich ist, gilt sie für einen flächigen Strahler und somit für parallele Strahlen.

Um die Strahlungsintensität eines punktförmigen Strahlers zu beschreiben, wird der pro Raumwinkel ($d\Omega = \text{Steradian}$) und der pro Flächeneinheit (dA) ausgesendete Strahlungsfluss (dF) herangezogen. Die bezeichnende Größe ist die Strahlungsdichte ($L = \text{Strahldichte}$) mit der Einheit $\text{W m}^{-2} \text{sr}^{-1}$.

In den lichttechnischen Angaben von Beleuchtungsmitteln findet sich meist der Lichtstrom als eine von vielen Größen. Der Lichtstrom (Φ_v) ist die photometrische Entsprechung zum Strahlungsfluss (F), der eine physikalische Größe darstellt. Der Lichtstrom ist definiert als pro Zeiteinheit durch eine Fläche tretende Energiemenge mit der Einheit Lumen [lm]. Er wird nicht gemessen, sondern errechnet sich aus der Lichtstärke (I_v) und der geometrischen Form der Ausbreitung. Beispielsweise könnte man einen Lichtstrom von 1 lm auf einer 1 m^2 großen Fläche einer Kugel mit 1 m Radius berechnen, wenn in deren Zentrum eine brennende Wachkerze ($= 1 \text{ cd}$) steht. Insgesamt besitzt also eine isotrope Punktquelle mit einer Lichtstärke von 1 cd einen Lichtstrom von ca. 12,6 lm ($\Phi_v = 4 * \pi * I_v$). Über Reflektoren könnte man diesen Lichtstrom, zumindest theoretisch, auch auf einen Steradian (1 m^2 in 1 m Distanz) konzentrieren.

Die Lichtstärke (I_v) wird in Candela [cd] gemessen und ist die an die Helligkeitsempfindung des Menschen angepasste Strahlungsleistung pro Raumwinkel. Sie ist somit die photometrische Entsprechung zur Strahlungsstärke.

Die Beleuchtungsstärke (E_v) ist die pro m^2 empfangene Lichtleistung. Sie wird in Lux [lx] gemessen und nimmt nach dem photometrischen Abstandsgesetz mit dem Quadrat des Abstandes ab. Analog zu obigem Beispiel würde also die Wachskerze eine Beleuchtungsstärke von 1 lx in einer Distanz von 1 m besitzen. Bei einem Abstand von 2 m wären es nur noch 0,25 lx ($E_v = I_v / r^2$).

Die Leuchtdichte (L_v) ist umgekehrt zur Beleuchtungsstärke keine reine Empfängergröße. Sie ist vielmehr ein Maß für den Helligkeitseindruck einer beleuchteten Fläche (Leuchtfäche). Die Einheit der Leuchtdichte ist [$cd\ m^{-2}$] und gibt somit das Verhältnis der Lichtstärke zur beleuchteten Fläche an. Sie wird meist für die Beschreibung von flächenhaften Leuchtquellen herangezogen.

Die Leistung, gemessen in Watt [W], wird landläufig oft mit der Lichtausbeute [$lm\ W^{-1}$] eines Beleuchtungsmittels gleichgesetzt. Dies ist insofern richtig, als mit steigender Leistung auch der Lichtstrom steigt. Allerdings sind nur Beleuchtungsmittel mit gleichem Beleuchtungstypus untereinander vergleichbar. Unterschiedliche Bauarten von Beleuchtungsmitteln mit derselben Leistung haben jedoch keineswegs dieselbe oder ähnliche Lichtausbeute. Dies gilt sowohl für den Lichtstrom als auch für die Leuchtdichte. So ist beispielsweise die Leuchtdichte einer Glühlampe bei gleicher Stromaufnahme auf Grund ihrer geringeren Oberfläche größer als die einer Leuchtstofflampe (GEIST 1997).

„Lichtverschmutzung ist die in Richtung, Quantität und Qualität emittierte Strahlung innerhalb des Infrarot-, sichtbaren- und UV- Lichts in Aussenräumen, die auf den Raum neben, unter und über uns ökologisch und landschaftlich lästige oder schädliche Auswirkungen haben könnte“ (KOBLE 2002). Mit diesem Thema beschäftigt sich in Österreich vor allem die APLV (<http://aplv.sternhell.at>) und das Projekt „Die Helle Not“ (<http://www.hellenot.org>). Ziel dieser Arbeitsgemeinschaften ist es, Aufklärungsarbeit zu leisten, aber auch Forschung zu betreiben. Ein ökologisch und gesellschaftlich verträgliches Maß an künstlicher Aufhellung der Nacht steht im Mittelpunkt ihrer Bemühungen.

4.8 Lichtwahrnehmung bei Insekten

Die Komplexaugen der Insekten besitzen bis zu fünf unterschiedliche Farbrezeptor-Zellen, meist sind es jedoch drei. Diese sind empfindlich für UV, Grün und Blau sowie unempfindlicher für Rot (SCHEIBE 2000; BRUCE-WHITE & SHARDLOW 2011). Neben anderen Taxa können einige Insekten mit aquatischen Larvenstadien auch Rot gut wahrnehmen

(HEISE 1992; SCHEIBE 2000; BRUCE-WHITE & SHARDLOW 2011).

Innerhalb der Insekten kann man unterschiedlich ausgeprägte Komplexaugen finden. Die drei wichtigsten Bautypen sind das Appositionsauge, das optische Superpositionsauge und das neuronale Superpositionsauge. Komplexaugen bestehen, in Abhängigkeit von der Lebensweise der Insekten, aus einer unterschiedlichen Anzahl an Einzellaugen, den Ommatidien. Das Grundschema eines Ommatidiums besteht distal aus einem dioptischen Apparat mit einer chitinösen Cornealinse, die als Hornhaut dem Ommatidium und dem darunter liegenden Kristallkegel aufliegt. Proximal liegen bis zu neun Sehzellen, die in ihren Mikrovillissäumen die Sehpigmente tragen. Diese beiden Teile des Ommatidiums werden von Pigmentzellen eingefasst, die den Strahlengang des Lichts beeinflussen (KIRSCHFELD 1967; SCHEIBE 2000; CAMPBELL et al. 2003).

Tagaktive Insekten besitzen meist ein Appositionsauge. Hier sind die einzelnen Ommatidien durch sekundäre Pigmentzellen optisch voneinander getrennt und die Mikrovillissäume der Sehzellen bilden einen gemeinsamen axialen Kanal, das Rhabdom. Das entstehende Bild ist mosaikartig, mit hohem Auflösungsvermögen, jedoch ist es vergleichsweise lichtschwach.

Das optische Superpositionsauge kann zugunsten der Lichtausbeute mit Pigmentwanderungen bzw. dem Zusammenziehen oder Ausdehnen von Pigmentzellen reagieren. Dadurch werden zuvor optisch voneinander getrennte Ommatidien miteinander verbunden. Hat ein Rhabdom also zuvor bei guten Lichtverhältnissen seine Anregungsenergie durch Lichtstrahlen aus dem dazugehörigen dioptischen Apparat bekommen, kann es unter schlechteren Lichtverhältnissen auch Lichtstrahlen durch benachbarte Ommatidien erhalten. Bei zwei Heptageniiden-Arten konnten beispielsweise tageszeitliche Anpassungen der Primärzellen in Ommatidien festgestellt werden (KIRSCHFELD 1967; FISCHER 1979).

Im neuronalen Superpositionsauge ist das Rhabdom in mehrere Stränge (Rhabdomere) aufgeteilt. Dadurch ergeben sich für ein Ommatidium mehrere Bildpunkte je Rhabdom-Strang. Die einzelnen Bildpunkte werden auch von benachbarten Ommatidien geteilt und sind über die jeweiligen Axone der betreffenden Sehzellen deckend miteinander verbunden. Dadurch wird das optische Signal aus einem Blickpunkt mehrfach verstärkt. Dieser Augentypus lässt sich v.a. bei höheren Diptera finden. Man geht davon aus, dass dieser Typus sowohl für Dämmerungs- als auch Nachtsicht von Vorteil ist, aber auch für schnellfliegende Insekten einen Nutzen bringt (KIRSCHFELD 1967; LAND et al. 1999; SCHEIBE

2000).

Die besprochenen Augentypen bilden nur einen groben Überblick über eine Fülle von anderen Typen, die Übergänge zwischen den genannten darstellen. Rhabdome können beispielsweise unterschiedliche Dimensionen und Verschmelzungsgrade aufweisen (vgl.: LAND et al. 1999; SCHEIBE 2000).

Neben den Komplexaugen besitzen viele Insekten auch Ozellen. Diese können unterschiedliche Funktionen aufweisen, u.a. dienen sie als Lage- sowie Helligkeitssensoren. Es gab auch Experimente an unterschiedlichen Insektenordnungen, welche die Verwendung der Ozellen als Orientierungshilfe zeigten. Der genaue Verwendungsumfang der Ozellen ist jedoch artspezifisch. Im Allgemeinen wird keine scharfe Bildwahrnehmung für Ozellen angenommen (AUTRUM & METSCHL 1963; SCHEIBE 2000). Für Pfeilschwänze (*Limulus*) wurde beispielsweise eine Sensitivität für UV-Licht für den medianen Ocellus festgestellt (NOLTE & BROWN 1969).

4.9 Wirkung von künstlichem Licht auf Insekten

HÖTTINGER & GRAF (2003) beschreiben Quecksilberdampf-Hochdrucklampen und Natriumdampf-Nieder- bzw. Hochdruck-Lampen als jene mit der höchsten Anlockwirkung. Andere Studien befassten sich auch mit der Anlockwirkung von LEDs und verglichen sie mit anderen Beleuchtungsmitteln (HUEMER et al. 2010, 2011; EISENBEIS & EICK 2011; SONEIRA 2013). Nicht alle diese Studien berücksichtigten die strahlungsphysikalischen und lichttechnischen Unterschiede der verglichenen Leuchtmittel in ausreichendem Maße. Übereinstimmend konnten sie jedoch alle zeigen, dass unter Standardeinsatzbedingungen von LEDs dieses Leuchtmittel als insektenfreundlicher einzustufen ist. In der bereits erwähnten Leuchtmittel-Vergleichsstudie von HUEMER et al. (2010) wurden zwei LED-Leuchtmittel mit 6000 K und 3000 K verglichen, es wurde jedoch weder die Bestrahlungsstärke noch der Lichtstrom angepasst. 2011 wurde der Versuch mit Natriumhochdrucklampen (NAV) und LEDs mit 4000 K sowie mit 3000 K, unter lichttechnisch kontrollierten Bedingungen, wiederholt. Sowohl 2010 als auch 2011 stellte sich die 3000 K LED-Lampe als die insektenverträglichste heraus (HUEMER et al. 2010, 2011). Dies soll veranschaulichen, dass nicht nur der Leuchtmitteltypus entscheidend ist. Innerhalb eines Typus sind wiederum Differenzierungen möglich, daher wäre es für zukünftige Studien wichtig, konkrete Spektraleigenschaften zu vergleichen. So könnten auch ungetestete Leuchtmittel eingeschätzt werden. Darüber hinaus sollte durch künftige

Forschung getestet werden, ob die gewonnenen Einschätzungen auch auf alle Habitate extrapolierbar sind.

Nach LEDs gelten Natriumdampf-Niederdrucklampen als empfehlenswert für den Einsatz im Außenbetrieb. Als Grund dafür wird das gelbe Licht gesehen, das für die meisten Insektenordnungen uninteressanter sein soll (BAUER 1993; nach: SCHANOWSKI 2001). SCHEIBE (2000) erkannte diesbezüglich, dass für Diptera die gegenteilige Wirkung vorliegt. In der vorliegenden Studie wurden Diptera diesbezüglich an Natriumdampf-Hochdrucklampen am zweithäufigsten gefangen. Dies kann als Bestätigung der Ergebnisse von SCHEIBE (2000) gesehen werden. Natriumdampf-Niederdrucklampen und -Hochdrucklampen unterscheiden sich dadurch, dass Hochdrucklampen entgegen den Niederdrucklampen auch in anderen Spektralbereichen als dem gelben emittieren. Sie werden in ihrer Insektenfreundlichkeit nach den Natriumdampf-Niederdrucklampen gereiht (SCHANOWSKI 2001).

Ein nicht zu unterschätzender Faktor ist die Variabilität der Affinität zu künstlichem Licht zwischen unterschiedlichen Arten einer Ordnung. SCHEIBE (2000) diskutiert in seiner Arbeit, dass sogar für sehr nah verwandte Arten nicht nur generell die Attraktivität von künstlicher Beleuchtung, sondern auch die Attraktivität von unterschiedlichen Lichtqualitäten zum Teil drastisch verschieden ist. Er konnte auch zeigen, dass für Chironomidae gelbes Licht (579 nm) attraktiver ist als blaues Licht (437 nm), das wiederum attraktiver ist als orangefarbiges Licht (599 nm). CAMMAERTS (2007) argumentiert bezüglich Farbwahrnehmung, dass das Vorhandensein von Rezeptoren bei Tieren nicht unbedingt bedeutet, dass sie auch Unterschiede in Farben verarbeiten können und dass zur Klärung Verhaltensstudien nötig wären, ähnlich argumentiert auch SCHEIBE (2000). Nicht alle Arten scheinen auf unterschiedliche Lichtquellen differenziert zu reagieren. Beispielsweise konnte gezeigt werden, dass Sichelwanzen (Nabidae) oder Taghafte (Hemerobiidae), beides landwirtschaftliche Nützlinge, bei vier unterschiedlichen Beleuchtungsmitteln, mit Maxima im Wellenlängen-Bereich zwischen 365nm – 580nm, keine Präferenzen zeigen (NABLI et al. 1999). SCHEIBE (2000) konnte bei einem Versuchsaufbau mit einem Projektor und Farbfiltern feststellen, dass die meisten Insekten das gelbe Licht anfliegen. Das konkrete Verhältnis war 3,4:1,8:1 (579nm, 437nm, 599nm), wobei fast ausschließlich Dipteren gefangen wurden. Von einer quantitativen Perspektive gesehen, sind UV-Lampen am attraktivsten für Insekten (vgl. u.a. NABLI et al. 1999; BRUCE-WHITE & SHARDLOW 2011). Vor allem abundante Taxa, zum Beispiel Lepidoptera und Diptera, werden von Lampen mit

UV-Anteilen angezogen. Neben UV-Licht ist aber auch Grün und Blau in unterschiedlicher Weise attraktiv für Insekten. Demzufolge dürfte die beste Wahl für Außenbeleuchtungen rotes Licht sein, wobei die Bestäubung von roten Blütenpflanzen dadurch beeinflusst sein könnte. Diesbezüglich sind noch keine wissenschaftlichen Untersuchungen durchgeführt worden (BRUCE-WHITE & SHARDLOW 2011).

Als Unterschied zwischen den Leuchtmitteln wird zwar meist die Lichtfarbe diskutiert, es gibt jedoch auch andere Unterschiede, die bautyp-bedingt sind. Glühlampen und LEDs sind beispielsweise meist punktförmige Lichtquellen, wohingegen Gasdrucklampen und vor allem Leuchtstofflampen einen flächigen Charakter aufweisen. Durch die Bauform der Lampen bedingen sich in Konsequenz die verwendeten Leuchten, also die Gehäuseform der Leuchtmittel. Diese kann ebenso als Einflussfaktor gewertet werden (KOLLIGS & MIETH 2001; SCHANOWSKI 2001; HÖTTINGER & GRAF 2003; BRUCE-WHITE & SHARDLOW 2011; SONEIRA 2013).

KOLLIGS & MIETH (2001) konnten für großflächig strahlende Lichtquellen keinen statistischen Zusammenhang zwischen Flächengröße und Anflugdichte von Schmetterlingen feststellen. Sie betonen jedoch, dass die Leuchtdichte und das Lichtspektrum der Lichtquelle den Anflug prägen. Die Leuchtdichte ist jedoch als $cd \cdot m^{-2}$ definiert und somit mit der Größe der leuchtenden Fläche zusammenhängend. Eine Ableitung ihrer Aussage ergibt, dass bei gleichbleibender Lichtstärke die Leuchtdichte mit der Größe der Fläche abnehmen würde und dadurch theoretisch auch die Anflugzahlen von Schmetterlingen sinken. Umgekehrt würde dies bedeuten, dass bei gleicher Leuchtdichte die Größe der Fläche irrelevant für die Anlockwirkung ist. HUEMER et al. (2011) konnten in ihrer Studie zeigen, dass bei einem zehn Meter großen Abstand zwischen punktförmigen und diffus abstrahlenden LED-Leuchten (größere Leuchtfläche) kein Unterschied im Anflug von Lepidopteren festzustellen ist. Ebensolches gilt bei Betrachtung der Anflugszahlen aller Insekten (mehr als 60% Diptera), wobei der jeweils höhere Lichtstrom von ca. 1600 lm bei klaren Abdeckgläsern (punktförmige Lampen) nicht berücksichtigt wurde (ca. 5000 lm bei diffusen Leuchten). Die beiden Studien scheinen somit vordergründig im Einklang zu stehen. Wenn man diese beiden Ergebnisse auf das Thema Blendung extrapoliert, wird ein Zusammenhang sichtbar. Versteht man Blendung als einen Vorgang, der zu einem absoluten Zustand des Wahrnehmungsvermögens führt, dann wird die Größe der blendenden Fläche unwichtiger. Für die Formel der Leuchtdichte bleibt also die SI-Basiseinheit cd übrig, um den Anlockeffekt zu definieren. Als entscheidende Größe sollte

somit die Lichtstärke oder besser die Strahlstärke gesehen werden. Über die Lichtverteilungskurve könnte somit die Anlockwirkung im Raum definiert werden, denn nur eine idealisierte Lichtquelle gibt in jede Richtung die gleiche Lichtstärke ab. In der Studie von SONEIRA (2013) wurde auch diskutiert, dass der Kontrast von Oberflächen entscheidend für Kollisionen ist. Es wurde die Hypothese aufgestellt, dass eine beleuchtete Falle neben einer Kugelleuchte sichtbarer ist als neben einer Kofferleuchte, ähnlich der Kontrastverringerung durch den Vollmond. Diese Hypothese wurde durch die höchst signifikant häufigeren Fangzahlen von Lepidoptera und Trichoptera an Kofferleuchten bestätigt. Auch der festgestellte höhere Quotient der unteren beleuchteten zu den oberen unbeleuchteten Luftelektoren, die an den Kugelleuchten eingesetzt wurden, sprach für diese Hypothese. Blendung bedeutet im Zusammenhang mit dieser Hypothese nicht, dass dadurch keine optische Wahrnehmung mehr stattfindet, sondern dass die Signalverarbeitung von feineren Lichtreizen durch die stärkeren Lichtreize überlagert wird.

Viele Autoren gehen davon aus, dass ein direkter Zusammenhang zwischen der Montagehöhe und der Anlockbarkeit von Insekten gegeben ist. Je höher also eine Leuchte montiert ist, desto eher kann sie auch von weiter entfernten Individuen bzw. von höher fliegenden, wandernden Arten gesehen werden (HÖTTINGER & GRAF 2003; BRUCE-WHITE & SHARDLOW 2011). Laut BYERS (2011) konnte bei einer Anzahl von über 100 Insektenarten eine mittlere Flughöhe von 0,17 bis 5,40 m (SD 0,12 bis 3,83) festgestellt werden.

Die Anzahl, mit der Insekten angelockt werden, ist auch stark mit deren Aktivitätsphasen verbunden. KOLLIGS & MIETH (2001) sprechen in diesem Zusammenhang von unterschiedlichen Reaktionstypen und Reaktionsstärken. Besonders deutlich soll sich dies bei Nachtfaltern zeigen, die häufig innerhalb einer Art geschlechtsspezifische Unterschiede in der Flugaktivität zeigen. Neben den bereits angesprochenen Einflussfaktoren des Standorts, den meteorologischen Faktoren sowie künstlichen und natürlichen Lichtquellen sollen daher auch die Aktivitäten der Insekten die Anflugzahlen an Lichtquellen bedingen. Beispiele für diese Aktivitäten sind Partnersuche, Ausbreitung oder Eiablage (KOLLIGS & MIETH 2001).

4.10 Warum fliegen Insekten künstliche Lichtquellen an?

Die Ursachen, warum Insekten künstliche Lichtquellen anfliegen, sind nur wenig erforscht. Es gibt jedoch einige Hypothesen bzw. Theorien dazu. Die bekannteste ist die

Navigationstheorie. Studien belegen diesbezüglich, dass Coleoptera und Hymenoptera natürliche Lichtquellen als Navigationshilfe nutzen (Dacke et al. 2003, 2004; Cammaerts 2007; Aly et al. 2010). Es ist auch erwähnenswert, dass positive Phototaxis zwar dazu führt, dass Insekten in Richtung eines Lichtpunktes fliegen, aber gleichzeitig negative Phototaxis dazu führt, dass die selben Insekten bei Zunahekommen an eine künstliche Lichtquelle mit Fluchtbewegungen reagieren (Schacht & Witt 1986). Das Fliegen in Richtung einer Lichtquelle wird auch in der Flugsicherheitstheorie, also bezüglich Strategien zur Vermeidung von Kollisionen mit Hindernissen, diskutiert (Clark 1931). Vor allem bei einer Fluchtreaktion dürfte die instinktive Bewegung zum Licht, das im natürlichen Fall den freien Luftraum bedeuten würde, einen evolutionären Vorteil darstellen.

Für die Blendungstheorie wird angenommen, dass ein Insekt in einem Leuchtkorridor einerseits geblendet wird und andererseits, durch Überblendung der Umgebung, daran gehindert wird, den Korridor zu verlassen (Schacht & Witt 1986). Die Autoren gehen, wie bereits erwähnt, von Fluchtbewegungen bei zunehmender Nähe an die Leuchte aus (beobachtet an Lepidopteren). Argumentiert wird die Blendwirkung durch die Anzahl der Ommatidien bzw. durch das Auflösungsvermögen von Facettenaugen. Ein geringeres Auflösungsvermögen bedingt eine höhere Blendung, die zu unterschiedlichen Distanzen führt, ab der die Blendung beginnt. Für Schwärmer errechneten die Autoren eine 1000fach höhere Blendanfälligkeit im Vergleich zu Menschen, die ein 1000fach höheres Auflösungsvermögen besitzen. Neuere Erkenntnisse zeigen überdies, dass in den Augen von Nachtfaltern nach einer Blendung eine Pigmenteinwanderung zu beobachtet ist, deren Effekt bis zu einer halben Stunde anhalten kann (Schanowski 2001).

Die March-Band-Theorie ähnelt in ihren Grundzügen der Blendungstheorie und geht davon aus, dass Nachtfalter einen spiralförmigen Weg in Richtung künstliche Lichtquelle einnehmen (Hsiao 1973). Als Ursache wird die Kombination aus positiver und negativer Phototaxis gesehen. Die Nachtfalter sollen so im Grenzbereich zwischen Licht und Schatten gefangen sein und sich schrittweise der Lichtquelle nähern.

Aufgrund der Ergebnisse von Soneira (2013) kann davon ausgegangen werden, dass die Annahmen, die zumeist auf Basis der Beobachtungen von Lepidopteren getroffen wurden, nicht zwingend auf andere Insektengruppen anzuwenden sind. Diptera zeigten im Unterschied zu Lepidoptera bei rundum wirkenden Kugelleuchten, im Gegensatz zu eingeschränkt horizontal wirkenden Kofferleuchten, eine unterschiedliche Reaktion. Da im

Gegensatz zu den Diptera die Lepidoptera an Kofferleuchten signifikant häufiger gefangen wurden, kann davon ausgegangen werden, dass die Distanzwirkung für diese beiden Insektengruppen tendenziell unterschiedlich ist.

Reflektiertes, linear polarisiertes Licht an dunklen, glatten Oberflächen, wie Häuser, Autos oder Fahrbahnen, lockt aquatische Insekten an, die dort ihre Eier ablegen (KRISKA et al. 2006, 2008; HORVÁTH et al. 2009). Auch andere Insekten werden durch polarisiertes Licht angelockt oder nutzen es als Navigationshilfe (DÄCKE et al. 2003). Die Fähigkeit, die Polarisationssebene des Lichts wahrzunehmen, ist jedoch nicht nur auf Insekten beschränkt. Sie wurde unter anderem bei Vögeln, Crustaceen und Fischen, aber auch bei Stachelhäutern festgestellt (HORVÁTH et al. 2009). Darüber hinaus können auch Menschen die Polarisationssebene des Lichts wahrnehmen. Das Phänomen ist unter dem Begriff Haidinger-Büschel bekannt.

Zumal Geomagnetismus als Orientierungsmittel für unterschiedliche Insekten festgestellt wurde (NOWINSZKY & PUSKÁS 2011), sollte auch ein Effekt von Elektromagnetismus in Betracht gezogen werden. Ebenso kann die Anlockwirkung durch Infrarotstrahlung angenommen werden (CALLAHAN 1965), da es als Kommunikationsmittel sowie zur Lokalisierung von Beute genutzt wird.

4.11 Konsequenzen für die Tierwelt durch künstliche Lichtquellen

Die Konsequenzen des Anflugs von Insekten an künstliche Lichtquellen können auf unterschiedlichen Niveaus wirken. Auf individuellem Niveau sind die Tiere durch die Hitzewirkung der Lampen, Verletzungen durch den Aufprall, Gefangenschaft in undichten Leuchtengehäusen oder durch Prädatoren gefährdet. Durch Artgenossen abgegebene Pheromone können hierbei die Attraktivität der Leuchten für einen Anflug ergänzend steigern. Die zusätzliche Flugaktivität an künstlichen Lichtquellen fordert darüber hinaus Energiereserven, die in Folge bei der Partnersuche, Ausbreitung und Reproduktion fehlen. Die Energieverluste können im schlimmsten Fall auch zum Erschöpfungstod der Tiere führen.

Auf Populationsniveau verändert die künstliche Anlockwirkung die natürliche Ausbreitungsdynamik von Arten. Lichtkorridore können so zu einer Lebensraum-Zerschneidung führen. Die so entstandene Barrierewirkung kann den genetischen Austausch von Metapopulationen negativ beeinflussen. Da sich Untersuchungen auf Populationsebene bei Insekten nach wie vor als methodisch schwierig erweisen, sind

Vorhersagen zu Auswirkungen durch artifizielle Beleuchtungen nur begrenzt möglich. Besonders K-Strategen dürften jedoch Schwierigkeiten haben, die zusätzlichen Verluste auszugleichen. Andererseits sind massive Auswirkungen auf R-Strategen anzunehmen. Beispielsweise verenden Imagines der Eintagsfliege *Ephoron virgo* (OLIVIER, 1971) in solchen Massen an Schleusen- oder Straßenbeleuchtungen, dass zumindest lokale Populationseinbrüche anzunehmen sind (HAYBACH et al. 2004; EISENBEIS 2010).

Auswirkungen auf biozönotischem Niveau zu erfassen, ist ebenso schwierig wie auf Populationsebene. Individuen einer Lebensgemeinschaft stehen über inter- und intraspezifische Wechselwirkungen miteinander in Beziehung, die auch integral für Stoffkreisläufe sein können. Dem Rückgang von Arten bzw. der Verringerung von Populationsdichten kann somit ein hohes Gefährdungspotenzial für die Funktion von Biozönosen und die damit verbundenen Ökosysteme zugeschrieben werden.

Veränderungen der Hell- und Dunkelphasen durch künstliche Beleuchtung haben überdies Auswirkungen auf die Chronobiologie von Tieren. Insbesondere sind durch Kunstlicht jene Reaktionen stark beeinflusst, die sonst durch exogene Faktoren gesteuert werden. Beispiele hierfür wären der Sexualdimorphismus der Epidermis bei Regenbogenforellen (NAKARI et al. 1986), der echte Winterschlaf bei Säugetieren wie Igel und Siebenschläfer und die meisten circadianen Rhythmen, die Nahrungsaufnahmezeiten oder Ruhephasen steuern.

Zugvögel, wie z.B. Drosseln, Enten, Möwen und Ringeltauben, wandern nachts. Künstliches Licht beeinflusst die Navigation der Tiere. Dies betrifft Arten, die sich an natürlichen Lichtpunkten, z.B. Sternkonstellationen, oder am Magnetfeld der Erde orientieren (HELM & PARTECKE 2013). Für Letztere wird angenommen, dass sie natürliche Lichtquellen benötigen, um ihren inneren „Kompass“ zu eichen bzw., dass sie über Photorezeptoren im Auge die Feldlinien sehen können (HAUPT 2013; HELM & PARTECKE 2013). Die Auswirkungen können immens sein. An einem einzigen Hochhaus in Bonn kollidierten in einem Jahr 1000 Individuen aus 29 Arten (HAUPT 2009). Nach US-Schätzung sterben auf ähnliche Weise in Nordamerika 4 bis 40 Mio. Vögel durch Kollisionen mit Funktürmen bzw. 100 Mio. bis 1 Mrd. durch hohe Gebäude (POSCH et al. 2010). Auch kann das städtische Licht das Verhalten von Singvögeln wie Rotkehlchen, Blaumeisen und Wanderdrosseln verändern. Sowohl Brutzeiten als auch die Singzeiten können betroffen sein (HELM & PARTECKE 2013).

Das Wanderverhalten von jungen Lachsen und dem Europäischen Aal wird ebenfalls

durch künstliches Licht beeinflusst. Diese Tiere wandern nachts und passieren hierbei beleuchtete Straßen, Brücken und Städte, die für sie wie Barrieren wirken. Viele Fischarten zeigen hingegen positive Phototaxis. Dies wird sogar beim kommerziellen Fischfang ausgenutzt, indem man mit starken Lichtquellen auf die Wasseroberfläche leuchtet. Die meisten Fischlarven und Jungfische zeigen hingegen negative Phototaxis. Künstliche Beleuchtung der Gewässer verändert ihr horizontales und vertikales Wanderverhalten. Ähnlich reagiert auch ein Teil ihrer Beute, wie beispielsweise Wasserflöhe, die ebenfalls vertikale tagesperiodische Wanderungen durchführen. Sie steigen im Schutz der Nacht zur Wasseroberfläche auf und ernähren sich dort von Einzellern. Als Konsequenz des Ausbleibens dieses Verhaltens können verstärkt Algenblüten auftreten. Einige aquatische Insektenlarven nutzen ebenfalls den Schutz der Dunkelheit, um sich frei im Gewässer zu bewegen. Dies betrifft zum Beispiel einige Eintagsfliegen-, Kriebelmücken-, Zuckmücken- und Köcherfliegenarten (VALENTI 2012; BRÜNING & HÖLKER 2013).

Einige Froschlurche zeigen ebenfalls positive Phototaxis. Durch den Aufenthalt unter Straßenleuchten werden sie leicht zu Opfern des Verkehrs oder von Beutegreifern. Zwar profitieren einige Arten von den an die Leuchten angelockten Insekten, jedoch erkaufen sie sich diesen Vorteil mit einer gefährlichen Exposition sowie mit der Einschränkung ihres Sehvermögens. Frösche benötigen z.T. Stunden, um sich an neue Lichtverhältnisse anzupassen. In dieser Zeit sind sie zusätzlich gefährdet und eingeschränkt aktionsfähig (PERRY et al. 2008).

Auch Reptilien sind durch künstliche Beleuchtung gefährdet. Adulte Meeresschildkröten nutzen beispielsweise beleuchtete Strände weniger zum Nestbau. Durch die Urbanisierung von Küsten verlieren diese Tiere zunehmend Brutgebiete. Geschlüpfte Schildkröten werden überdies von Straßenbeleuchtungen in ihrem natürlichen Verhalten gestört. Jungschildkröten schlüpfen nachts und erkennen das Meer aufgrund dessen Helligkeit, die durch die Reflexion von Himmelskörpern bedingt ist. Straßenbeleuchtungen verhindern durch ihre Helligkeit die Lokalisation des Meeres. Dies führt dazu, dass sich die Tiere verirren. Sie vertrocknen in der Nacht oder später am Tag, wenn sie nicht zuvor von Fressfeinden gefunden wurden (WITHERINGTON 1992; VALENTI 2012).

Straßenbeleuchtungen haben weiters einen negativen Effekt auf die meisten langsam fliegenden Fledermausarten. In Studien konnte gezeigt werden, dass die Nahrungsaufnahme zeitlich verzögert und teilweise räumlich eingeschränkt stattfand. Vor

allem bei Beleuchtung der Ausgänge ihrer Quartiere geht die generelle Aktivität der Tiere zurück, wobei auch Auswirkungen auf die Entwicklung von Jungtieren festgestellt werden konnten (KUIJPER et al. 2008; STONE et al. 2009; RYDELL et al. 2010; LEWANZIK & VOIGT 2013).

Bei Menschen wurde bei Nachtbeleuchtung ein erhöhtes Brustkrebsrisiko, aber auch Schlafstörungen, Herz-Kreislauf-Erkrankungen und Fettleibigkeit als Symptome beschrieben. Exzessive künstliche Beleuchtung ist v.a. bei Nachtarbeitszeiten problematisch (HOCKBERGER 2002; JASSER et al. 2006; BRAINARD et al. 2008; CAJOCHEN 2010; WEST et al. 2011; KNAB 2013).

Photoperiodismus ist nicht nur ein wichtiges Stellglied in der Entwicklungsbiologie von Tieren, sondern auch bei Pflanzen von Bedeutung. Somit sind auch Pflanzen von der schädlichen Wirkung erhöhten Kunstlichts betroffen. Beispielsweise ist bekannt, dass Bäume ihr Laub später abwerfen, wenn sie nahe an Straßenbeleuchtungen stehen, wodurch sie zugleich für Frostschäden anfälliger werden (HÖLKER 2013).

5 Conclusio

Insekten wirken auf vielfältige Weise auf ihre Umwelt ein. Sie sind als Konsumenten der ersten und zweiten trophischen Ebene wichtige Teile der Herbivorennahrungskette wie auch wichtiger Teil der Destruentennahrungskette. Neben der ökologischen Funktion als Nährtiere und Zerkleinerer sind sie für Bestäubung und Verbreitung von höheren Pflanzen von Bedeutung, ebenso wie als Parasiten und Prädatoren. Einige Insekten sind auch in der Lage, ganze Landstriche zu vernichten, das Gros jedoch Hilft bei Wiederbesiedlung und Verbesserung von Boden- und Wasserqualität. Innerhalb der Vielzeller sind sie die mit Abstand artenreichste Klasse und machen alleine mehr als die Hälfte aller beschriebenen Arten aus. Die ökologische Bedeutung von Insekten ist kurzum immens.

Wie sich zeigte, ist das Thema Insekten und künstliche Lichtquellen äußerst komplex. Bei Freilandversuchen müssen einige Faktoren mitberücksichtigt werden. Wie für alle quantitativen wissenschaftlichen Forschungsfragen gilt, dass auf Vergleichbarkeit zu achten ist und nach Möglichkeit die Beeinflussung durch wirkende Einflussfaktoren minimiert wird. Künftige Forschungsarbeiten sollten einzelne Stellglieder der Anlockwirkung von künstlichen Beleuchtungsmitteln auf Insekten zum Schwerpunkt machen. Insbesondere die Wirkung der Spektralfarben und Spektrenformen sollte näher untersucht werden, um auch ungetestete Leuchtmittel einschätzen zu können. Im besten Fall sollte dies auf Artebene oder vergleichend zwischen unterschiedlichen Habitaten auf

Ordnungs- oder Familienebene erfolgen. Die Ordnung Trichoptera zeigte sich diesbezüglich als gute Indikatorgruppe für die Anlockwirkung durch künstliche Lichtquellen an einem Auenstandort.

Eine weitere wichtige Größe für den Anlockeffekt von künstlichem Licht ist die Lichtstärke oder besser die Strahlstärke. Lichtverteilungskurven könnten, durch weitere Forschung, die räumliche Anlockwirkung von Insekten definierbar machen und somit einen Industriestandard der Lichttechnik als Kriterium zur Umweltverträglichkeit etablieren.

6 Literatur

- ALY, M.Z., MOHAMMED, E.E. & BADAWY, A.M.. (2010): Studies catches of certain species of nocturnal coleoptera as indicated by two different light traps at two different levels in Qena Governorate. – *Egypt. Acad. J. biolog. Sci.*, 3/1: 49–56.
- ARNBERGER, A., NOPP-MAYR, U., FREY-ROOS, F., EDER, R., MURALT, G., TOMEK, H. & ZOHMANN, M. (2009): Ökologische und soziale Tragfähigkeiten als Managementherausforderungen für suburbane Biosphärenparke am Beispiel Untere Lobau. – Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Wien, 128 pp. doi:10.1553/MAB-OESTs11.
- AUTRUM, H. & METSCHL, N. (1963): Die Arbeitsweise der Ocellen der Insekten. – *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 47/3: 256–273.
- BAUER, R. (1993): Untersuchung zur Anlockung von nachtaktiven Insekten durch Beleuchtungseinrichtungen. – Diplomarbeit Universität Konstanz, 112 pp.
- BAUMEISTER, J. (2007): Adaptives Stadtlicht: Untersuchung einer sich an Passanten und Umweltbedingungen anpassenden LED-Beleuchtung urbaner Räume. – Dissertation Universität Braunschweig, 119 pp.
- BAW WIEN (Hg.) (2000): Wasserbeschaffenheit und Güte der österreichischen Donau: unter besonderer Berücksichtigung der langzeitlichen Entwicklung. – Bundesamt für Wasserwirtschaft, Wien, 396 pp.
- BOKU WIEN (2012): freshwaterecology.info. – Verfügbar bei: <http://www.freshwaterecology.info/> (13 Januar, 2012).
- BÖTTCHER, M. (Hg.) (2001): Auswirkungen von Fremdlicht auf die Fauna im Rahmen von Eingriffen in Natur und Landschaft. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 67, BfN Bonn, 192 pp.
- BRAINARD, G.C., SLINNEY, D., HANIFIN, J.P., GLICKMAN, G., BYRNE, B., GREESON, J.M., JASSER, S., GERNER, E. & ROLLAG, M.D. (2008): Sensitivity of the human circadian system to short-wavelength (420-nm) light. – *Journal of biological rhythms*, 23/5: 379–387.
- BROHMER, P. (2006): Fauna von Deutschland: Ein Bestimmungsbuch unserer heimischen Tierwelt. 22. A. – Quelle & Meyer, 809 pp.

- BRUCE-WHITE, C. & SHARDLOW, M. (2011): A Review of the Impact of Artificial Light on Invertebrates, Buglife.org.uk., – Verfügbar bei: http://www.buglife.org.uk/Resources/Buglife/Impact%20of%20artificial%20light%20on%20invertebrates_docx.pdf (18 Oktober, 2011).
- BRÜNING, A. & HÖLKER, F. (2013): Lichtverschmutzung und die Folgen für Fische. – In: HELD, M., HÖLKER, F. & JESSEL, B. (Hg.), Schutz der Nacht–Lichtverschmutzung, Biodiversität und Nachtlandschaft. – BfN-Sripten 336, Bonn, pp. 69–72.
- BURMEISTER, E.G. (1985): Der Massenflug aquatischer Insekten (Imagines)-ein Charakteristikum unserer großen Flüsse am Beispiel der Alz (Chiemgau). – *Nachrichtenblatt der Bayrischen Entomologen*, **34**/1: 1–5.
- BYERS, J.A. (2011): Analysis of vertical distributions and effective flight layers of insects: three-dimensional simulation of flying insects and catch at trap heights. – *Environmental entomology*, **40**/5: 1210–1222.
- CAJOCHEN, C. (2010): Licht auf die innere Uhr. – In: Posch, T., Freyhoff, A. & Uhlmann, T. (Hg.), Das Ende der Nacht. 1. A. – Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, pp. 134 – 146.
- CALLAHAN, P.S. (1965): Intermediate and Far Infrared Sensing of Nocturnal Insects. Part I. Evidences for a Far Infrared (FIR) Electromagnetic Theory of Communication and Sensing in Moths and Its Relationship to the Limiting Biosphere of the Corn Earworm. – *Annals of the Entomological Society of America*, **58**/5: 727–745.
- CAMMAERTS, M.C. (2007): Colour vision in the ant *Myrmica sabuleti* Meinert, 1861 (Hymenoptera: Formicidae). – *Myrmecological News*, **10**: 41–50.
- CAMPBELL, N.A., REECE, J.B. & MARKL, J. (2003): Biologie. 6. A. – Spektrum Akademischer Verlag, 1606 pp.
- CHRISTIAN-ALBRECHTS-UNIVERSITÄT KIEL (2003) Infoseite zum Thema UV-Strahlung. – Verfügbar bei: <http://www.uni-kiel.de/med-klimatologie/uvinfo.html> (6 Juni, 2011).
- CLARK, L.B. (1931): Some factors involved in the reaction of insects to changes in luminous intensity. Shock reactions in *Dineutes assimilis*. – *Journal of Experimental Zoology*, **58**/1: 31–41.
- CLEVE, K. (1964): Der Anflug der Schmetterlinge an künstliche Lichtquellen. – *Mitteilungen der Deutschen Entomologischen Gesellschaft*, **23**/1: 66–76.
- CLEVE, K. (1966): Das Sternenlicht und dessen vermutliche Wahrnehmung durch nachts fliegende Schmetterlinge. – *Deutsche Entomologische Zeitschrift*, **13**/(4-5): 359–375.
- CLEVE, K. (1967): Das spektrale Wahrnehmungsvermögen nachts fliegender Schmetterlinge (Lepidoptera). – *Nachrichtenblatt der Bayrischen Entomologen*, **16**/(5/6): 33–53.
- CORBET, P.S. (1964): Temporal patterns of emergence in aquatic insects. – *The Canadian Entomologist*, **96** (1-2): 264–279.
- CRICHTON, M.I. (1960): A study of captures of Trichoptera in a light trap near Reading, Berkshire. – *Transactions of the Royal entomological Society of London*, **112**/12: 319–344.

- CRICHTON, M.I., FISHER, D. & WOIWOD, I.P. (1978): Life histories and distribution of British Trichoptera, excluding Limnephilidae and Hydroptilidae, based on the Rothamsted Insect Survey. – *Ecography*, **1/1**: 31–45. doi: 10.1111/j.1600-0587.1978.tb00936.x.
- DACKE, M., BYRNE, M.J., SCHOLTZ, C.H. & WARRANT, E.J. (2004): Lunar orientation in a beetle. – *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **271/1537**: 361–365.
- DACKE, M., NORDSTRÖM, P. & SCHOLTZ, C.H. (2003): Twilight orientation to polarised light in the crepuscular dung beetle *Scarabaeus zambesianus*. – *Journal of experimental biology*, **206/9**: 1535–1543.
- DANIEL, F. (1950): Mit welchen Organen nehmen Nachtfalter künstliche Lichtquellen wahr. – *Ent. Z.*, **59/20**: 153–157.
- DAVIES, T.W., BENNIE, J. & GASTON, K.J. (2012): Street lighting changes the composition of invertebrate communities. – *Biology Letters*, **4 pp**. doi: 10.1098/rsbl.2012.0216.
- DREISIG, H. (1980): The importance of illumination level in the daily onset of flight activity in nocturnal moths. – *Physiological Entomology*, **5/4**: 327–342.
- EISENBEIS, G. & HASSEL, F. (2000): Zur Anziehung nachtaktiver Insekten durch Straßenlaternen—eine Studie kommunaler Beleuchtungseinrichtungen in der Agrarlandschaft Rheinhessens. – *Natur und Landschaft*, **75/4**: 145–156.
- EISENBEIS, G. (2001): Künstliches Licht und Insekten: eine vergleichende Studie in Rheinhessen. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, **67**: 75–101.
- EISENBEIS, G. (2006): Artificial night lighting and insects: attraction of insects to streetlamps in a rural setting in Germany. – In: RICH, C. & LONGCORE, T. (Hg), *Ecological consequences of artificial night lighting*, pp. 281–304.
- EISENBEIS, G. (2010): Insekten und künstliches Licht. – In: POSCH, T., FREYHOFF, A. & UHLMANN, T. (Hg.), *Das Ende der Nacht*. 1. A. – Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, pp. 61 – 82.
- EISENBEIS, G. & EICK, K. (2011): Studie zur Anziehung nachtaktiver Insekten an die Straßenbeleuchtung unter Einbeziehung von LEDs. – *Natur und Landschaft*, **86/7**: 298 – 306.
- ETLING, D. (1996): *Theoretische Meteorologie*. – Vieweg, 376 pp.
- FINK, M.H., MOOG, O. & WIMMER, R. (2000): *Fliessgewässer-Naturräume Österreichs*. – Umweltbundesamt, Wien, 110 pp.
- FISCHER, C. (1979): Zum Farbwechsel der Komplexaugen bei Imagines einheimischer Heptageniidae (Ephemeroptera, Insecta). – Diplomarbeit Christian-Albrechts-Universitaet zu Kiel, 90 pp.
- FISCHER, M.A. (2005): *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol: Bestimmungsbuch für alle in der Republik Österreich, in der Autonomen Provinz Bozen und im Fürstentum Liechtenstein wildwachsenden Gefäßpflanzen*. 2. A. – Oberösterreichisches Landesmuseum Linz, 1380 pp.

- FRANK, K.D. (1988): Impact of outdoor lighting on moths: An assessment. – *Journal of the Lepidopterists Society*, **42/2**: 63–93.
- FREYHOFF, A. & UHLMANN, T. (2009): The Dark Side of Light. – Dokumentationsfilm (Interscience Film): 51 min, Verfügbar bei: <http://www.cultureunplugged.com/documentary/watch-online/play/12429/The-Dark-Side-of-Light>.
- GEIGER, A., KIEL, E.F. & WOIKE, M. (2007): Künstliche Lichtquellen–Naturschutzfachliche Empfehlungen. – *Natur in NRW*, **4/7**: 46–48.
- GEIST, H.-J. (1997): Elektroinstallation: Planung und Ausführung. 4.A. – Elektor-Verlag, 398 pp.
- GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. (2001): Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. – *Ecology letters*, **4/4**: 379–391.
- GRAF, W., WARINGER, J., WENZL, P., CHOVANEC, A. & MOOG, O. (2006): The river Danube-biodiversity and habitat assessment based on Trichoptera assemblages and the Floodplain Index. – *Austrian Committee DanubeResearch / IAD, Vienna. , 36th Internatioal Conference: Danube.River.Life, 4.-8.9.2006, Wien*: 241–245.
- HARRIS, T.L. (1971): Crepuscular flight periodicity of Trichoptera. – *Journal of the Kansas Entomological Society*, **44/3**: 295–301.
- HAUPT, H. (2009): Der Letzte macht das Licht an!–Zu den Auswirkungen leuch-tender Hochhäuser auf den nächtlichen Vogelzug am Beispiel des „Post-Towers“ in Bonn. – *Charadrius*, **45/1**: 1–19.
- HAUPT, H. (2013): Lichtverschmutzung und die Folgen für Zugvögel. – In: HELD, M., HÖLKER, F. & JESSEL, B. (Hg.), Schutz der Nacht–Lichtverschmutzung, Biodiversität und Nachtlanschaft. – BfN-Scripten 336, Bonn, pp. 61–64.
- HAUSMANN, A. (1990): Die Bedeutung des genauen Lichtfallen-Standortes für die Aussagekraft des Fangergebnisse. – *Atalanta*, **21/(3/4)**: 301–312.
- HAYBACH, A., MÜLLER, J. & SCHLEUTER, M. (2004): Flugzeit und Flugaktivität von Ephoron virgo (Olivier, 1791)(Insecta: Ephemeroptera) am Main. – *Lauterbornia*, **50**: 59–65.
- HEISE, B.A. (1992): Sensitivity of mayfly nymphs to red light: implications for behavioural ecology. – *Freshwater Biology*, **28/3**: 331–336.
- HELM, B. & PARTECKE, J. (2013): Lichtverschmutzung und die Folgen für Singvögel. – In: HELD, M., HÖLKER, F. & JESSEL, B. (Hg.), Schutz der Nacht–Lichtverschmutzung, Biodiversität und Nachtlanschaft. – BfN-Scripten 336, Bonn, pp. 55–60.
- HICKIN, N.E. (1968): Caddis larvae: larvae of the British Trichoptera. – Fairleigh Dickinson Univ Press, 480 pp.
- HOCKBERGER, P.E. (2002): A History of Ultraviolet Photobiology for Humans, Animals and Microorganisms. – *Photochemistry and photobiology*, **76/6**: 561–579.
- HÖLKER, F. (2013): Lichtverschmutzung und die Folgen für Ökosysteme und Biodiversität. – In: HELD, M., HÖLKER, F. & JESSEL, B. (Hg.), Schutz der Nacht–Lichtverschmutzung,

Biodiversität und Nachtlandschaft. – BfN-Sripten 336, Bonn, pp. 73–76.

HORVÁTH, G., KRISKA, G., MALIK, P. & ROBERTSON, B. (2009): Polarized light pollution: a new kind of ecological photopollution. – *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7/6: 317–325.

HORVATH, H. (1999): Biologische Physik. – öbv & hpt, 347 pp. .

HÖTTINGER, H. & GRAF, W. (2003): Zur Anlockwirkung öffentlicher Beleuchtungseinrichtungen auf nachtaktive Insekten: Hinweise für Freilandversuche im Wiener Stadtgebiet zur Minimierung negativer Auswirkungen. – *Wiener Umweltschutzabteilung (MA 22; online)*, 37 pp.

HSIAO, H.S. (1973): Flight paths of night-flying moths to light. – *Journal of Insect Physiology*, 19/10: 1971–1976.

HUEMER, P., KÜHTREIBER, H. & TARMANN, G. (2010): Anlockwirkung moderner Leuchtmittel auf nachtaktive Insekten: Ergebnisse einer Feldstudie in Tirol. – *Tiroler Landesmuseum*, 66 pp.

HUEMER, P., KÜHTREIBER, H. & TARMANN, G. (2011): Anlockwirkung moderner Leuchtmittel auf nachtaktive Insekten: Ergebnisse einer Feldstudie in Tirol. – *Wissenschaftliches Jahrbuch der Tiroler Landesmuseen* 4: 110–135.

JÄCH, M.A. & JI, L. (1998): Annotated check list of aquatic and riparian/littoral beetle families of the world (Coleoptera). – In: JÄCH, M.A. & JI, L. (Hg.), *Water beetles of China. 2. A.* – Zoologisch-Botanische Gesellschaft in Österreich, pp. 25–42.

JÄGER, E.J. & WERNER, K. (2007): Exkursionsflora von Deutschland 3: Gefäßpflanzen: Atlasband: Bd. 3. 11. A. – Spektrum Akademischer Verlag, 753 pp.

JANDER, R. (1963): Grundleistungen der Licht-und Schwereorientierung von Insekten. – *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 47/4: 381–430.

JASSER, S.A., BLASK, D.E. & BRAINARD, G.C. (2006): Light during darkness and cancer: relationships in circadian photoreception and tumor biology. – *Cancer Causes and Control*, 17/4: 515–523.

KIRSCHFELD, K. (1967): Die Projektion der optischen Umwelt auf das Raster der Rhabdomere im Komplexauge von Musca. – *Experimental Brain Research*, 3/3: 248–270.

KNAB, B. (2013): Lichtverschmutzung und die Folgen für die menschliche Gesundheit. – In: HELD, M., HÖLKER, F. & JESSEL, B. (Hg.), *Schutz der Nacht–Lichtverschmutzung, Biodiversität und Nachtlandschaft.* – BfN-Sripten 336, Bonn, pp. 77–80.

KOBLER, R.L. (2002): Die Lichtverschmutzung in der Schweiz. – *Diplomarbeit Fachhochschule Basel*, 43 pp.

KOLLIGS, D. & MIETH, A. (2001): Die Auswirkungen kleinflächiger und großflächiger Lichtquellen auf Insekten. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 67: 53–67.

KRISKA, G., CSABAI, Z., BODA, P., MALIK, P. & HORVÁTH, G. (2006): Why do red and dark-coloured cars lure aquatic insects? The attraction of water insects to car paintwork explained by

reflection–polarization signals. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, **273**/1594: 1667–1671.

- KRISKA, G., MALIK, P., SZIVÁK, I. & HORVÁTH, G. (2008): Glass buildings on river banks as “polarized light traps” for mass-swarming polarotactic caddis flies. – *Naturwissenschaften*, **95**/5: 461–467.
- KUIJPER, D.P., SCHUT, J., VAN DULLEMEN, D., TOORMAN, H., GOOSSENS, N., OUWEHAND, J. & LIMPENS, H. (2008): Experimental evidence of light disturbance along the commuting routes of pond bats (*Myotis dasycneme*). – *Lutra*, **51**/1: 37–49.
- KUSDAS, K. (1955): Zur Kenntnis der Trichopterenfauna des Linzer Gebietes. – *Naturkundliches Jahrbuch der Stadt Linz* 20: 305–313.
- LAND, M.F., GIBSON, G., HORWOOD, J. & ZEIL, J. (1999): Fundamental differences in the optical structure of the eyes of nocturnal and diurnal mosquitoes. – *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, **185**/1: 91–103.
- LANGE, S. (2004): Biosphärenpark Untere Lobau. – *Österreichisches MAB Programm - Infoseite der Biosphärenparks*. Verfügbar bei:
<http://131.130.59.133/biosphaerenparks/bsr/deutsch/lobau/lobau.html> (17 Juli, 2012).
- LAZOWSKI, W. (1997): Auen in Österreich: Vegetation, Landschaft und Naturschutz. – Umweltbundesamt, 251 pp.
- LEWANZIK, D. & VOIGT, C.C. (2013): Lichtverschmutzung und die Folgen für Fledermäuse. – In: HELD, M., HÖLKER, F. & JESSEL, B. (Hg.), Schutz der Nacht–Lichtverschmutzung, Biodiversität und Nachtlandschaft. – BfN-Scripten 336, Bonn, pp. 65–68.
- LEWIS, T. & TAYLOR, L.R. (1965): Diurnal periodicity of flight by insects. – *Transactions of the Royal Entomological Society of London*, **116**/15: 393–435. doi: 10.1111/j.1365-2311.1965.tb02304.x.
- LTG (2009): EU-Verordnung für die Außenbeleuchtung. – Lichttechnische Gesellschaft Österreichs, 12 pp.
- MAIER, K.-J. & LINNENBACH, M. (2001): Köcherfliegen: Baukünstler und Bioindikatoren unserer Gewässer. 1. A. – JVA Mannheim, 52 pp.
- MALICKY, H. (1983): Atlas der europäischen Köcherfliegen. – Dr W. Junk Publishers, 388 pp.
- MALICKY, H. (1999): Bemerkungen über die Verwandtschaft von *Hydropsyche pellucidula* Curtis (Trichoptera, Hydropsychidae). – *Linzer biol. Beitr.*, **31**/2: 803–821.
- MALICKY, H. (2009): Rote Liste der Köcherfliegen Österreichs (Insecta, Trichoptera). – In: ZULKA, K.P., Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. – Böhlau Verlag, Wien, pp. 319–358.
- MALICKY, H. & REISINGER, W. (1997): Lichtfallenfang von Köcherfliegen (Trichoptera) an der Gmundner Traun (Oberösterreich). – *Z. Arb. Gem. Ost. Ent.*, **49**: 9–20.
- MARGL, H. (1972): Pflanzengesellschaften und ihre standortgebundene Verbreitung in teilweise

abgedämmten Donauauen (Untere Lobau). – *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien*, 112: 5-52.

- MEINEKE, T. (1995): Nachtfalter in der naturschutzrelevanten Raumplanung: Grundlagen, Methoden, Auswertung. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 43: 79–106.
- MÜLLER, K. (1982): The colonization cycle of freshwater insects. – *Oecologia*, 52/2: 202–207. doi: 10.1007/BF00363837.
- MÜLLER, K. & ULFSTAND, S. (1970): Die Tagesperiodik der Flugaktivität von *Philopotamus montanus* Don. und *Rhyacophila nubila* Zett. (Trichoptera). – *Oikos Suppl.*, 13: 80–86.
- MÜLLER, T., PHILIPPI, N., DANDEKAR, T., SCHULTZ, J. & WOLF, M. (2007): Distinguishing species. – *Rna*, 13/9: 1469-1472.
- NABLI, H., BAILEY, W.C. & NECIBI, S. (1999): Beneficial insect attraction to light traps with different wavelengths. – *Biological Control*, 16/2: 185–188.
- NACHTIGALL, W. (2003): Insektenflug: Konstruktionsmorphologie, Biomechanik, Flugverhalten. 1. A. – Springer, Berlin Heidelberg, 483 pp.
- NAKARI, T., SOIVIO, A. & PESONEN, S. (1986): Effects of advanced photoperiod cycle on the epidermis and gonadosomatic index of 2-year-old rainbow trout, *Salmo gairdneri* R., reared at natural temperature. – *Journal of fish biology*, 29/4: 451–457.
- NENTWIG, W. (1982): Why do only certain insects escape from a spider's web? – *Oecologia*, 53/3: 412–417.
- NEU, P.J. (2011): Trichoptera-RP- Informationen zu Ökologie, Taxonomie und Verbreitung der Köcherfliegen in Deutschland. – Verfügbar bei: <http://www.trichoptera-rp.de> (12 Januar, 2012).
- NOLTE, J. & BROWN, J.E. (1969): The spectral sensitivities of single cells in the median ocellus of *Limulus*. – *The Journal of General Physiology*, 54/5: 636–649.
- NOWINSZKY, L. (2004): Nocturnal illumination and night flying insects. – *Applied ecology and environmental research*, 2/1: 17–52.
- NOWINSZKY, L. & PUSKÁS, J. (2011): Light trapping of the Turnip Moth (*Agrotis Segetum* den. et Schiff.) depending on the geomagnetism and moon phases. – *Applied ecology and environmental research*, 9/3: 303–309.
- NOWINSZKY, L., PUSKÁS, J. & KÚTI, Z. (2010): Light trapping as a dependent of moonlight and clouds. – *Applied ecology and environmental research*, 8/4: 301–312.
- OLÁH, J., KOVÁCS, T., SIVEC, I., SZIVÁK, I. & URBANIC, G. (2012): Seven new species in the *Chaetopteryx rugulosa* species group: applying the phylogenetic species concept and the sexual selection theory (Trichoptera, Limnephilidae). – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis*, 36: 51–79.
- OTT, G., UDOVICIC, L. & ROMANUS, E. (2012): Leitfaden zur EU-Richtlinie „Künstliche optische Strahlung“. – Siebtes Symposium: Licht und Gesundheit, 15.-16.3.2012, Berlin: 106–114.

- PERRY, G., BUCHANAN, B.W., FISHER, R.N., SALMON, M. & WISE, S.E. (2008): Effects of artificial night lighting on amphibians and reptiles in urban environments. – *Urban Herpetology*, 3: 239–256.
- PETERSEN, I., MASTERS, Z., HILDREW, A.G. & ORMEROD, S.J. (2004): Dispersal of adult aquatic insects in catchments of differing land use. – *Journal of Applied Ecology*, 41/5: 934–950. doi: 10.1111/j.0021-8901.2004.00942.x.
- POSCH, T., FREYHOFF, A. & UHLMANN, T. (2010): Das Ende der Nacht. 1. A. – Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 151 pp.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2011): R: A language and environment for statistical computing. – *Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*, 1-1731.
- RECKENDORFER, W., FUNK, A., GRAF, W., LEITNER, P. & HOENSINNER, S. (2013): Anbindung der Altarme in der Unteren Lobau an die Donau. – Magistratsabteilung 45 Wiener Gewässer (in Druck).
- RECKENDORFER, W. & HEIN, T. (2000): Morphometrie, Hydrologie und Sedimentologie in den Orther Donauauen. – *Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donauauen*, 6: 1–23.
- RYDELL, J., BACH, L., DUBOURG-SAVAGE, M.J., GREEN, M., RODRIGUES, L. & HEDENSTRÖM, A. (2010): Mortality of bats at wind turbines links to nocturnal insect migration? – *European Journal of Wildlife Research*: 56/6: 823-827.
- SCHACHT, W. & WITT, T. (1986): Warum nachtaktive Insekten künstliche Lichtquellen anfliegen (Insecta). – *Entomofauna*, 7/9: 121–128.
- SCHANOWSKI, A. (2001): Auswirkungen von Außenbeleuchtungen auf nachtaktive Tiere am Beispiel von Nachtfaltern. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 67: 67–74.
- SCHEIBE, M.A. (2000): Quantitative Aspekte der Anziehungskraft von Straßenbeleuchtungen auf die Emergenz aus nahegelegenen Gewässern (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera: Simuliidae, Chironomidae, Empididae) unter Berücksichtigung der spektralen Emission verschiedener Lichtquellen. – Dissertation Johannes Gutenberg-Universität Mainz, 314 pp.
- SCHMIEDEL, J. (2001): Auswirkungen künstlicher Beleuchtung auf die Tierwelt - ein Überblick. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 67: 19–53.
- SMITH, B.J., COLLIER, K.J. & HALLIDAY, N.J. (2002): Composition and flight periodicity of adult caddisflies in New Zealand hill-country catchments of contrasting land use. – *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36/4: 863–878.
- SONEIRA, M. (2013): Auswirkungen auf die Insekten-Fauna durch die Umrüstung von Kugelleuchten auf LED-Beleuchtungen. – *Wien Leuchtet (MA 33; online)*, 60 pp.
- STONE, E.L., JONES, G. & HARRIS, S. (2009): Street Lighting Disturbs Commuting Bats. – *Current Biology*, 19/13: 1123–1127. doi: 10.1016/j.cub.2009.05.058.
- VALENTI, Z. (2012): Freiraumbeleuchtung ≠ Lichtverschmutzung? - kann eine Freiraumbeleuchtung so gestaltet werden, dass sie keine Lichtverschmutzung erzeugt? – Masterarbeit Universität für Bodenkultur, Wien, 125 pp.

- WARINGER, J.A. (1989): The abundance and temporal distribution of caddisflies (Insecta: Trichoptera) caught by light traps on the Austrian Danube from 1986 to 1987. – *Freshwater Biology*, **21**/3: 387–399. doi: 10.1111/j.1365-2427.1989.tb01371.x.
- WARINGER, J.A. (1991): Phenology and the influence of meteorological parameters on the catching success of light trapping for Trichoptera. – *Freshwater Biology*, **25**/2: 307–319.
- WARINGER, J.A. (1996): Phenology and abundance of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera caught by emergence traps at the Weidlingbach near Vienna, Austria. – *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, **81**/1: 63–77.
- WEST, K.E., JABLONSKI, M.R., WARFIELD, B., CECIL, K.S., JAMES, M., AYERS, M.A., MAIDA, J., BOWEN, C., SLINNEY, D.H. & ROLLAG, M.D. (2011): Blue light from light-emitting diodes elicits a dose-dependent suppression of melatonin in humans. – *Journal of Applied Physiology*, **110**/3: 619–626.
- WICHARD, W. (1988): Die Köcherfliegen. 2. A. – Westarp Wissenschaften, 79 pp.
- WIEN LEUCHTET (MAGISTRATSABTEILUNG 33) (2010): Öffentliche Beleuchtung - 150.000 Lichtpunkte erhellen Wien. – Verfügbar bei: <http://www.wien.gv.at/verkehr/licht/beleuchtung/oeffentlich/> (11 Juli, 2012).
- WITHERINGTON, B.E. (1992): Behavioral responses of nesting sea turtles to artificial lighting. – *Herpetologica*, **48**/1: 31–39.
- YELA, J.L. & HOLYOAK, M. (1997): Effects of moonlight and meteorological factors on light and bait trap catches of noctuid moths (Lepidoptera: Noctuidae). – *Environmental Entomology*, **26**/6: 1283–1290.
- ZAMG (2010): Ephemeriden Wien 2010. – Verfügbar bei: <http://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/klimauebersichten/ephemeriden/wien?jahr=2010> (10 September, 2012).
- ZAMG (2012): Klimadaten von Österreich 1971 - 2000. – Verfügbar bei: http://www.zamg.ac.at/fix/klima/oe71-00/klima2000/klimadaten_oesterreich_1971_frame1.htm (7 September, 2012).
- ZOBODAT (2013): Biogeografische Daten. – Verfügbar bei: <http://www.zobodat.at/> (1 Juni, 2013).
- ZULKA, K.P. (2009): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. – Böhlau Verlag, Wien, 450 pp.

7 Anhang

7.1 Laborbericht des MA 39

WUA – Wiener Umweltschlichtung
z.H. Hrn. Dipl.-Ing. Wilfried Doppler
Muthgasse 62
1190 Wien

vorab per Email: wilfried.doppler@wien.gv.at

Magistrat der Stadt Wien
MAGISTRATSABTEILUNG 39
Prüf-, Überwachungs- und
Zertifizierungsstelle der Stadt Wien
VFA – Labors für Bautechnik
Standort: Rinnböckstraße 15
A-1110 WIEN
Tel.: (+43 1) 795 14-8039
Fax: (+43 1) 795 14-99-8039
E-Mail: post@ma39.wien.gv.at
Homepage: www.ma39.wien.at

MA 39 – VFA 2008-1429.01-.05

Wien, 15. Dezember 2008

L a b o r b e r i c h t über die Spektren unterschiedlicher Lampen

Auftraggeber: Wiener Umweltschlichtung

Auftragsdatum: 12. November 2008

Prüfdatum: 28. November 2008

Prüfgut:

- Lampe 1: Kompakt - Leuchtstofflampe
Philips Ecotone PL Electronic T, 20W / 827 PRO
- Lampe 2: Quecksilberdampf - Hochdrucklampe
Radium HRL DE LUXE, 80W
Vorschaltgerät: Tridonic OMB 80/70/50 B251K
- Lampe 3: Natriumdampf – Hochdrucklampe
Sylvania SHP-TS, 150W, Tubular
Vorschaltgerät: Tridonic OMBS 150/100 A101K
- Lampe 4: Halogen – Metaldampf Lampe
Sylvania Metalarc HSI-TD, 150W / WDL, UV-Stop
Vorschaltgerät: Tridonic OMBS 150/100 A101K
- Lampe 5: Halogen – Metaldampf Lampe
HIT DE 150 bl, „Blau“, zweiseitig gesockelt
Vorschaltgerät: Tridonic OMBS 150/100 A101K

Die Lampen wurden ohne Kompensationskondensator betrieben.

Prüfprogramm: Bestimmung des Lampenspektrums

HOR

Der Bericht umfasst 12 Seiten
und 1 Beilage auf CD.

Die Prüfungen beziehen sich ausschließlich auf die
Prüfgegenstände. Alle Seiten des Berichtes sind mit
dem Amtssiegel der Stadt Wien versehen.
Veröffentlichung und Auszüge bedürfen der schriftlichen
Bewilligung der MA 39.
Bitte beachten Sie die derzeit gültigen Allgemeinen
Geschäftsbedingungen der MA 39 im Internet unter
<http://www.ma39.wien.at>.

Akkreditiert als Prüf- und Überwachungsstelle gemäß AktG per Bescheid des Bundesministeriums
für Wirtschaft und Arbeit auf Basis der ÖVE/ÖNORM EN ISO/IEC 17025 und der
ÖVE/ÖNORM EN ISO/IEC 17020 (EN 45004); PSID 69.
Akkreditiert als Prüf- und Überwachungsstelle gemäß WBAG per Akkreditierungsbescheid des
Österreichischen Instituts für Bautechnik auf Basis der ÖVE/ÖNORM EN ISO/IEC 17025 und
der EN 45004.
Notifiziert als Prüf- und Überwachungsstelle gemäß Bauproduktenrichtlinie (89/106/EWG vom 21.12.1988)
unter der Kennnummer 1140.

Zertifiziert gemäß den Forderungen der ÖNORM EN ISO 9001:2000 durch die ÖQS-Zertifizierungs- und Begutachtungs GmbH.

1 Allgemeines

1.1 Auftrag

Der Auftraggeber, die Wiener Umweltschutzgesellschaft, beauftragte die MA 39 mit der Vermessung unterschiedlicher Lampenspektren. Insgesamt wurden fünf unterschiedliche Entladungslampen vermessen, die vorher bereits in den Insektenfallen des Projekts „Licht und Insekten“ in Verwendung standen.

1.2 Prüfgut

- Lampe 1: Kompakt - Leuchtstofflampe
Philips Ecotone PL Electronic T, 20W / 827 PRO
- Lampe 2: Quecksilberdampf - Hochdrucklampe
Radium HRL DE LUXE, 80W
Vorschaltgerät: Tridonic OMB 80/70/50 B251K
- Lampe 3: Natriumdampf – Hochdrucklampe
Sylvania SHP-TS, 150W, Tubular
Vorschaltgerät: Tridonic OMBS 150/100 A101K
- Lampe 4: Halogen – Metaldampflampe
Sylvania Metalarc HSI-TD, 150W / WDL, UV-Stop
Vorschaltgerät: Tridonic OMBS 150/100 A101K
- Lampe 5: Halogen – Metaldampflampe „Blau“
HIT DE 150 bl, „Blau“, zweiseitig gesockelt
Vorschaltgerät: Tridonic OMBS 150/100 A101K

Bei allen Lampen mit externem Zündgerät wurde ein Zündgerät Tridonic ZRM 4,5-ES/B verwendet. Alle Lampen wurden ohne Kompensationskondensator betrieben.

1.3 Unterlagen

- /1/ ÖNORM EN 13032-1:2004, „Licht und Beleuchtung – Messung und Darstellung photometrischer Daten von Lampen und Leuchten. Teil 1: Messung und Datenformat“
- /2/ Präsentation der Studie „Licht und Insekten“, Stand 28. März 2007
- /3/ Handbuch der Beleuchtung, Stand März 2008

2 Messdurchführung

Die Prüfungen wurden in einem mattschwarzen Raum durchgeführt. Der Lichtleiter des Spektrometers wurde auf Höhe der Brennermitte positioniert, falls der Brenner nicht sichtbar war auf Höhe der Mitte des Lampenkolbens. Der Abstand zwischen dem Lichtleiter des Spektrometers und der Lampe betrug abhängig vom Lampentyp zwischen 2 cm und 5 cm, die Versorgung der Lampen erfolgte mit einer geregelten 230 V Wechselspannung.

Vor der Prüfung wurden die einzelnen Lampen bis zum Erreichen eines stabilen Arbeitspunktes, mindestens jedoch 15 Minuten betrieben.

2.1 Verwendete Messgeräte

Goniophotometer: Nahfeld-Goniophotometer Rigo 801 (geregelte Versorgungsspannung)

Spektrometer: UV-VIS Spektrometer Dr. Gröbel

Leistungsmessgerät: Yokogawa WT 200 (Messung der Versorgungsspannung)

3 Messergebnisse

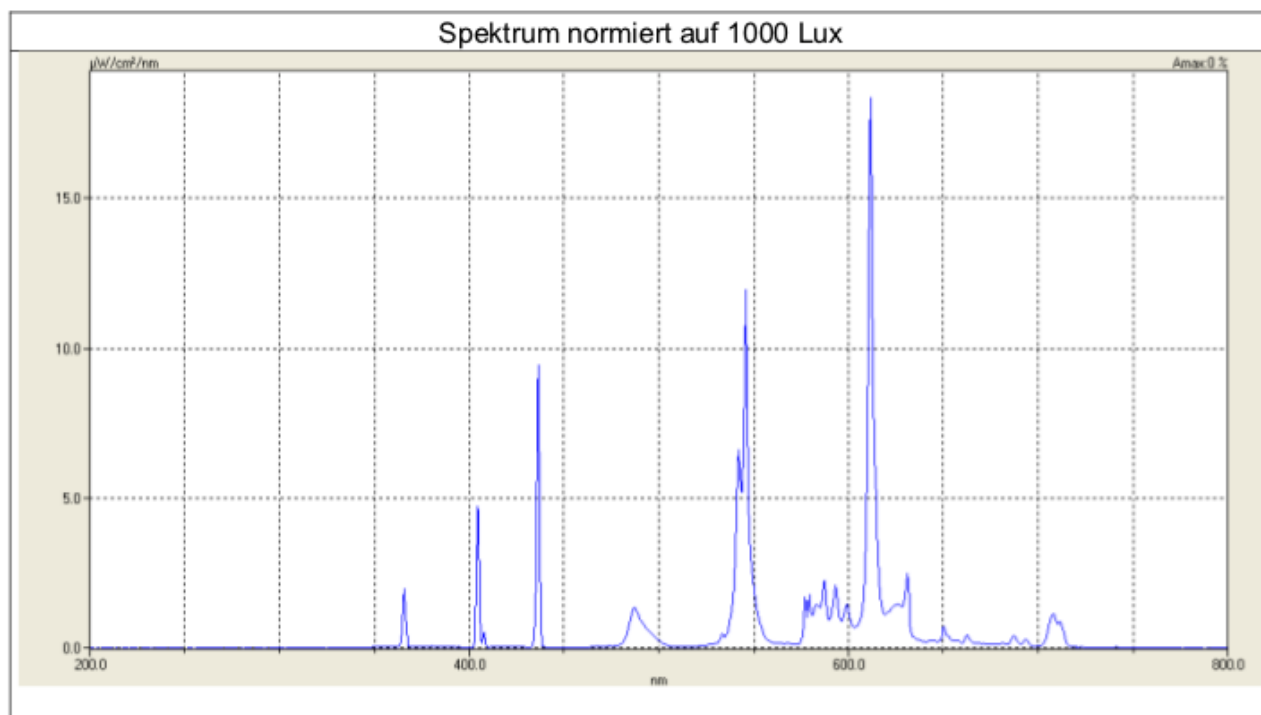
Die einseitig gesockelten Lampen wurden in der Position „senkrecht, Sockel unten“, die zweiseitig gesockelte blaue Halogen – Metalldampf Lampe in der Position „waagrecht“ vermessen.

Für einen effektiven Vergleich der Spektren untereinander ist eine Normierung der Spektren erforderlich. Nachfolgend werden die auf eine Beleuchtungsstärke von $E = 1000$ Lux normierten Spektren ausgewertet. Als Beilage auf CD finden sich in Form von Textfiles die Originalspektren der Lampen, die Lampenspektren normiert auf eine Beleuchtungsstärke von $E = 1000$ Lux und die Lampenspektren normiert auf den höchsten Peak = 1.

Aus den Messungen ergeben sich folgende Werte:

3.1 Lampe 1, Kompakt – Leuchtstofflampe

Bezeichnung: Philips Ecotone PL Electronic T, 20W / 827 PRO

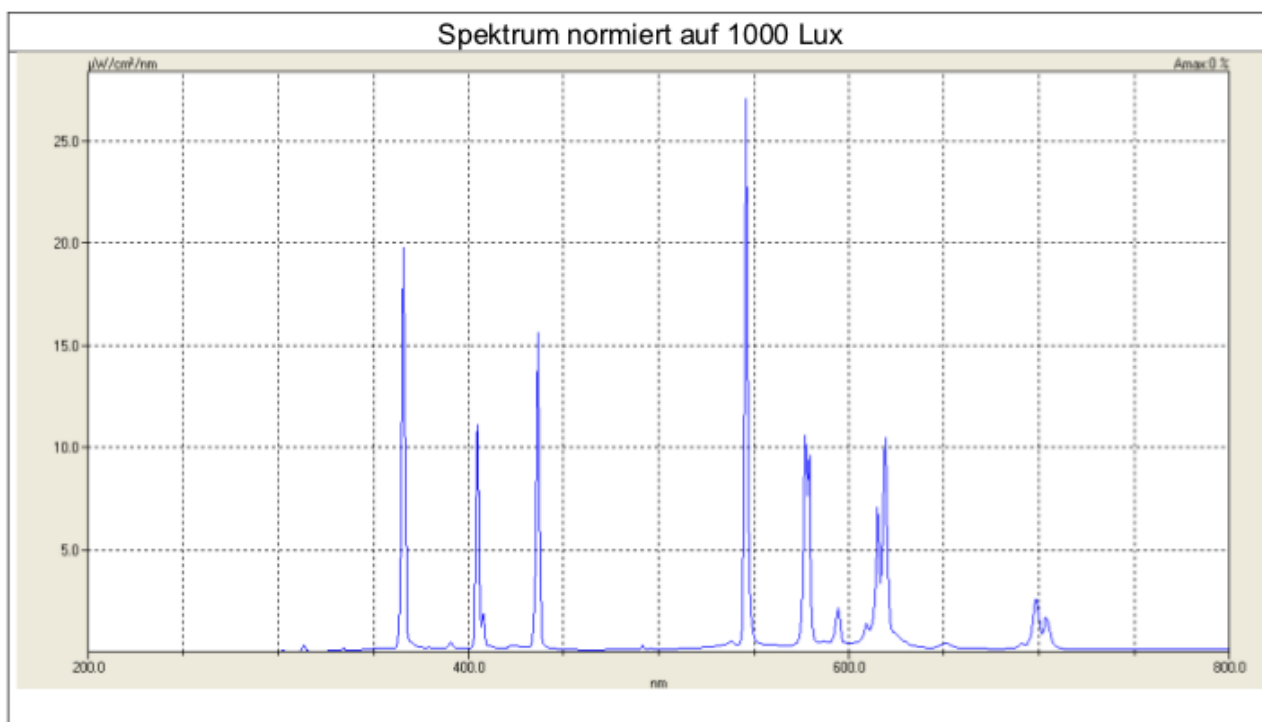


	UV-A 315 nm – 400 nm	UV-B 280 nm – 315 nm	UV-C 200 nm – 280 nm	Gesamt 200 nm – 800 nm
Bestrahlungs- stärke [$\mu\text{W}/\text{cm}^2$]	6,6240	0,0784	0,0466	281,3

3.2 Lampe 2, Quecksilberdampf-Hochdrucklampe

Bezeichnung: Radium HRL DE LUXE, 80W

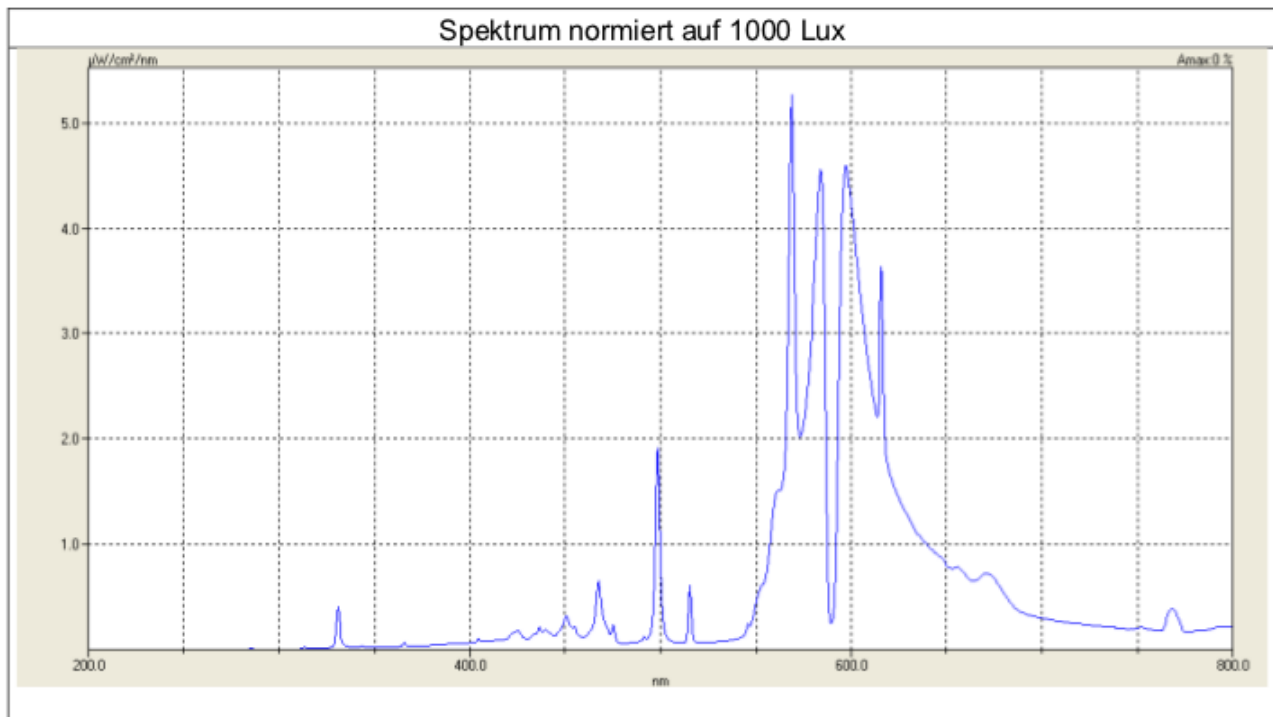
Vorschaltgerät: Tridonic OMB 80/70/50 B251K



	UV-A 315 nm – 400 nm	UV-B 280 nm – 315 nm	UV-C 200 nm – 280 nm	Gesamt 200 nm – 800 nm
Bestrahlungs- stärke [$\mu\text{W}/\text{cm}^2$]	55,160	1,181	1,060	363,5

3.3 Lampe 3: Natriumdampf – Hochdrucklampe

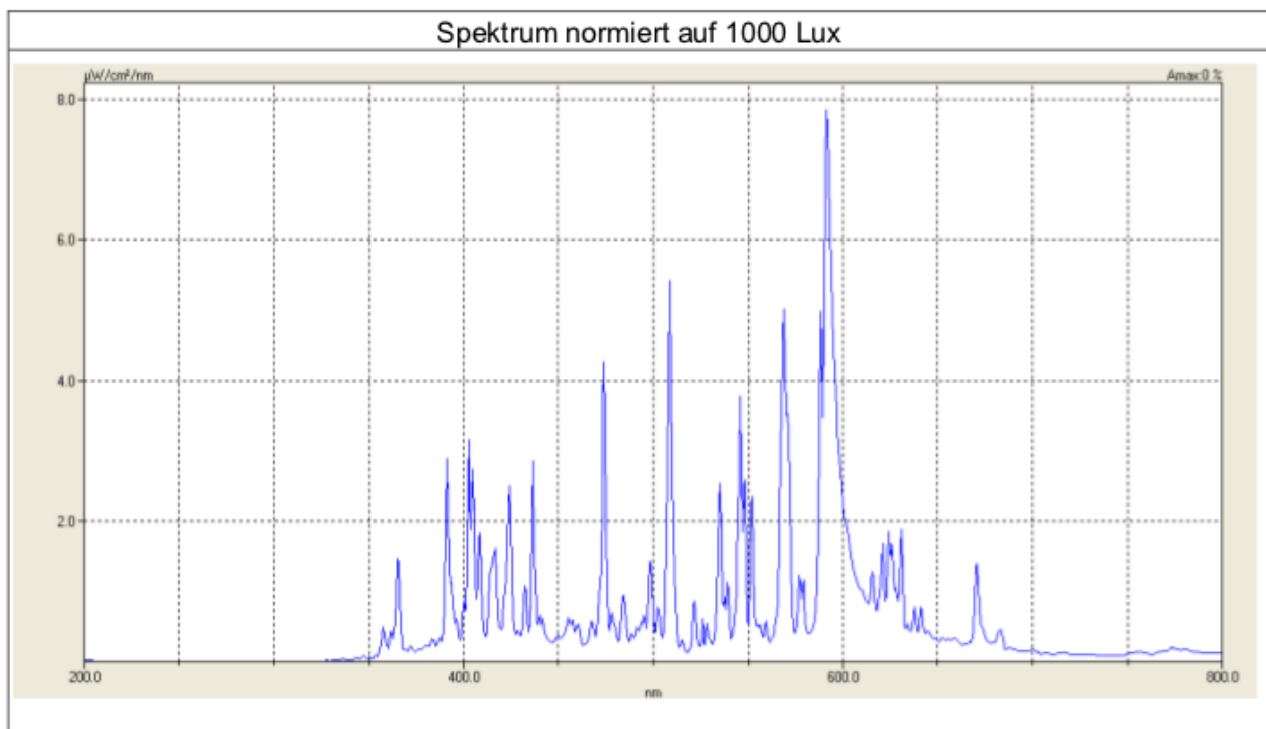
Bezeichnung: Sylvania SHP-TS, 150W, Tubular
Vorschaltgerät: Tridonic OMBS 150/100 A101K



	UV-A 315 nm – 400 nm	UV-B 280 nm – 315 nm	UV-C 200 nm – 280 nm	Gesamt 200 nm – 800 nm
Bestrahlungs- stärke [$\mu\text{W}/\text{cm}^2$]	3,753	0,1967	0,2504	293,0

3.4 Lampe 4: Halogen – Metalldampf Lampe

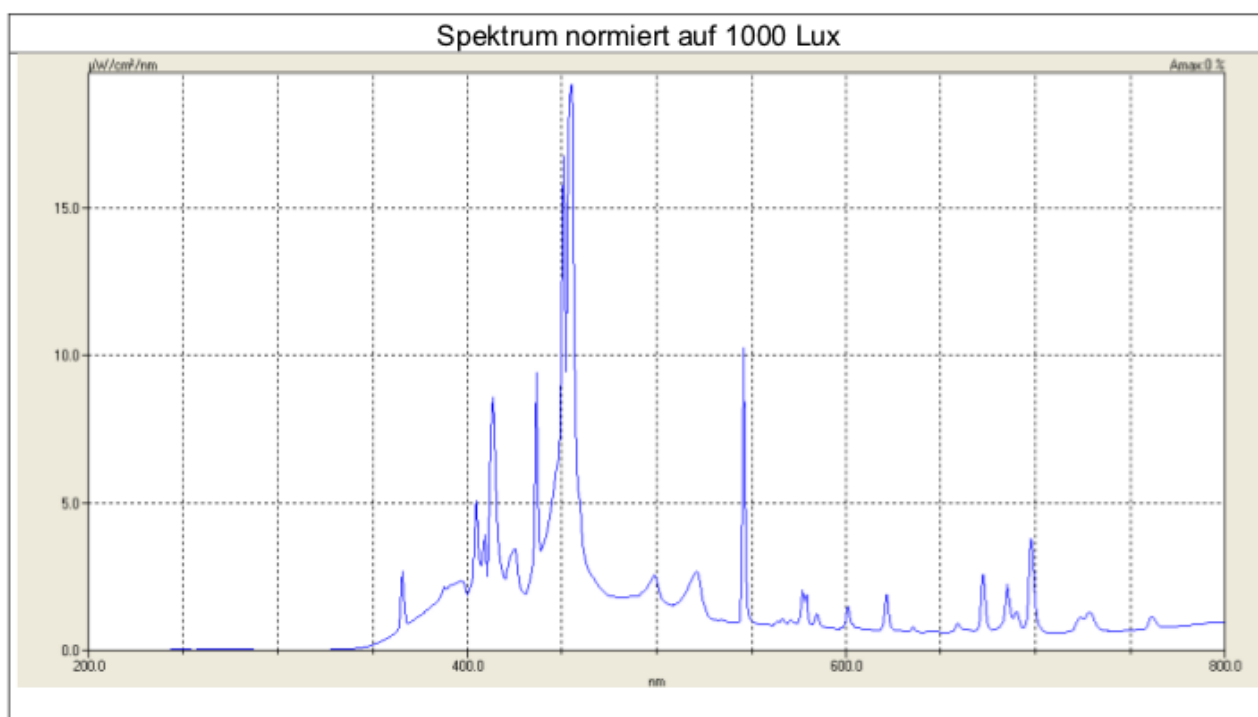
Bezeichnung: Sylvania Metalarc HSI-TD, 150W / WDL, UV-Stop
Vorschaltgerät: Tridonic OMBS 150/100 A101K



	UV-A 315 nm – 400 nm	UV-B 280 nm – 315 nm	UV-C 200 nm – 280 nm	Gesamt 200 nm – 800 nm
Bestrahlungs- stärke [$\mu\text{W}/\text{cm}^2$]	22,5	0,1768	0,5311	339,6

3.5 Lampe 5: Halogen – Metalldampf Lampe „Blau“

Bezeichnung: HIT DE 150 bl, „Blau“, zweiseitig gesockelt
Vorschaltgerät: Tridonic OMBS 150/100 A101K



	UV-A 315 nm – 400 nm	UV-B 280 nm – 315 nm	UV-C 200 nm – 280 nm	Gesamt 200 nm – 800 nm
Bestrahlungs- stärke [$\mu\text{W}/\text{cm}^2$]	67,86	0,6033	1,153	794,4

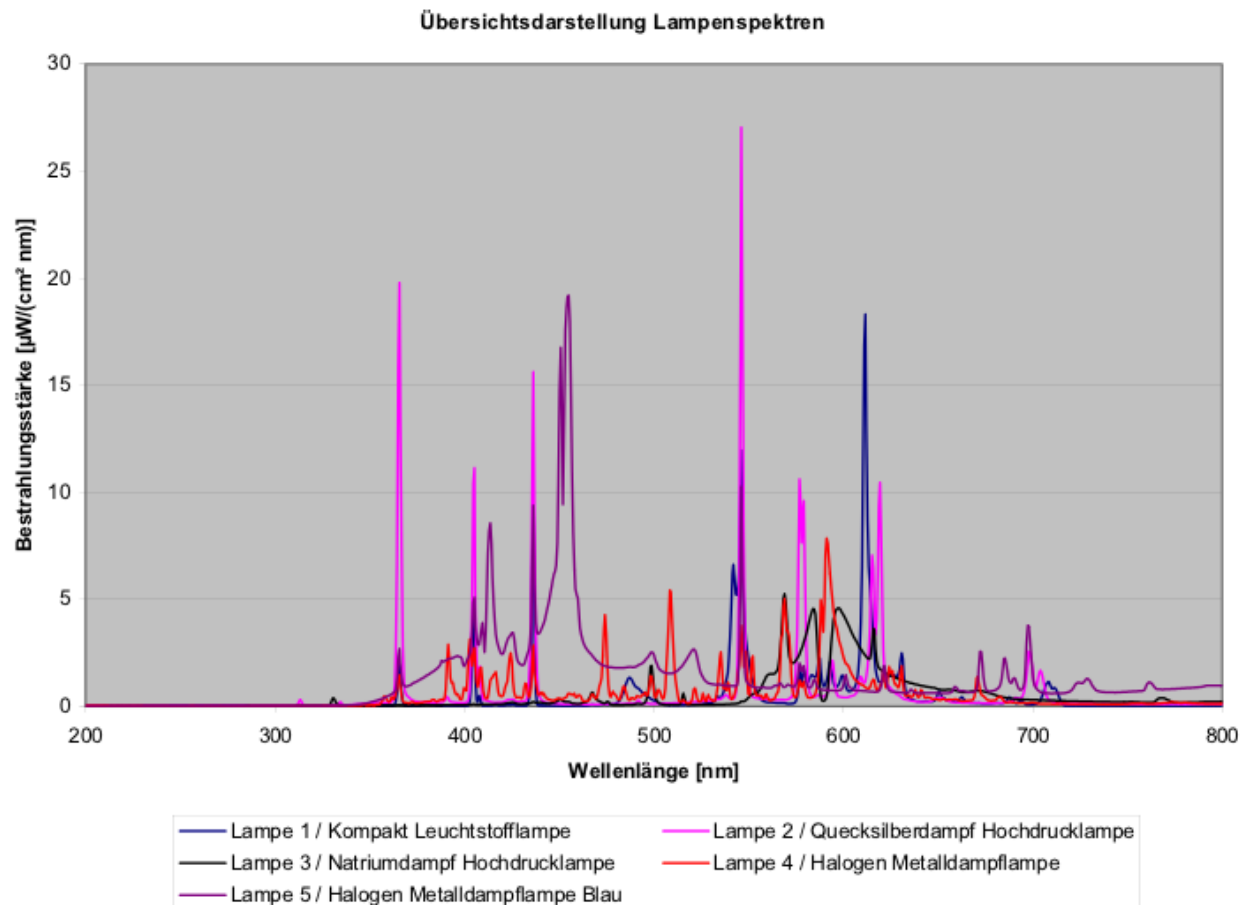
Der hohe UV-C Anteil wird zu einem guten Teil durch Streulicht in der Messkammer des Spektrometers hervorgerufen.

3.6 Gegenüberstellung der Bestrahlungsstärken in den unterschiedlichen Spektralbereichen, normiert auf E = 1000 Lux

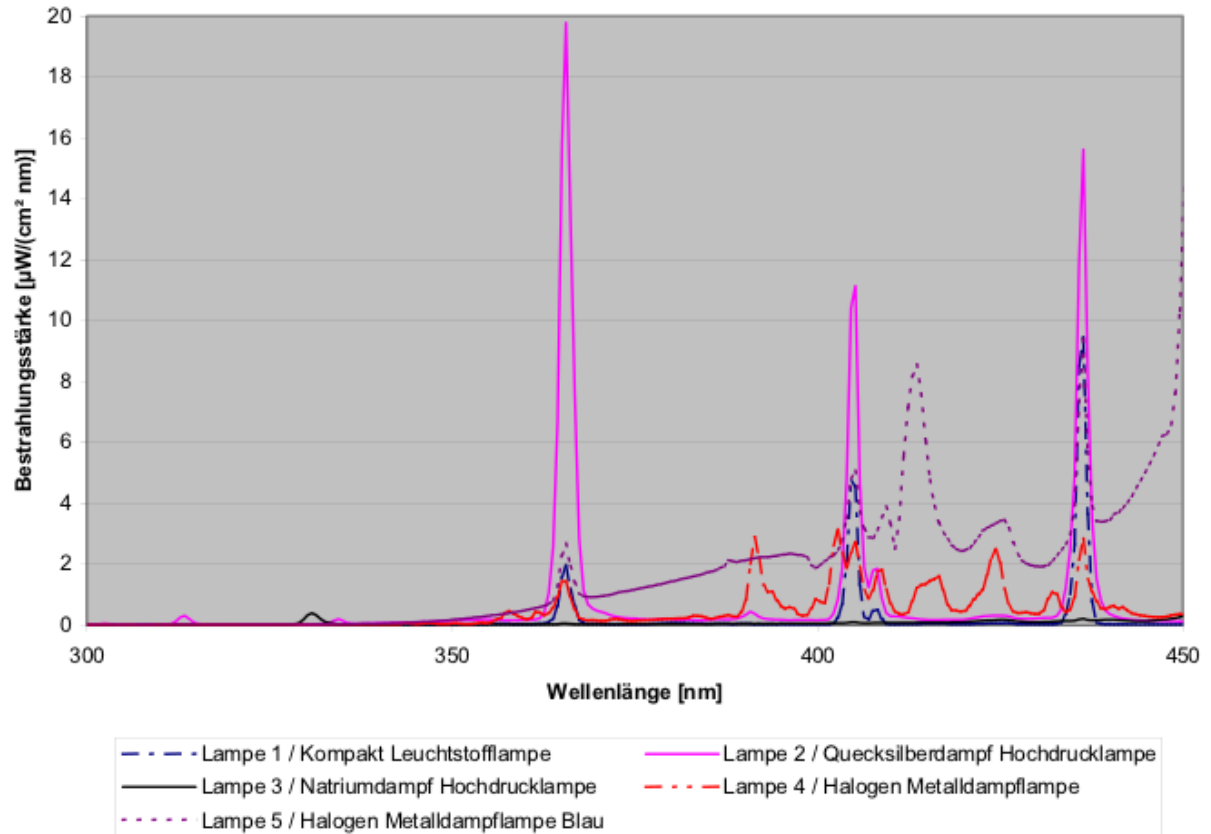
	Bestrahlungs- stärke UV-A 315 nm – 400 nm [$\mu\text{W}/\text{cm}^2$]	Bestrahlungs- stärke UV-B 280 nm – 315 nm [$\mu\text{W}/\text{cm}^2$]	Bestrahlungs- stärke UV-C 200 nm – 280 nm [$\mu\text{W}/\text{cm}^2$]	Bestrahlungs- stärke Gesamt 200 nm – 800 nm [$\mu\text{W}/\text{cm}^2$]
Lampe 1 Kompakt Leuchtstofflampe	6,6240	0,0784	0,0466	281,3
Lampe 2 Quecksilberdampf Hochdrucklampe	55,160	1,181	1,060	363,5
Lampe 3 Natriumdampf Hochdrucklampe	3,753	0,1967	0,2504	293,0
Lampe 4 Halogen Metall dampflampe	22,5	0,1768	0,5311	339,6
Lampe 5 Halogen Metall dampflampe „Blau“	67,86	0,6033	1,153	794,4

Die Bestrahlungsstärke im UV-C Bereich ist bei allen Messungen zumindest teilweise durch Streulicht in der Messkammer des Spektrometers beeinflusst.

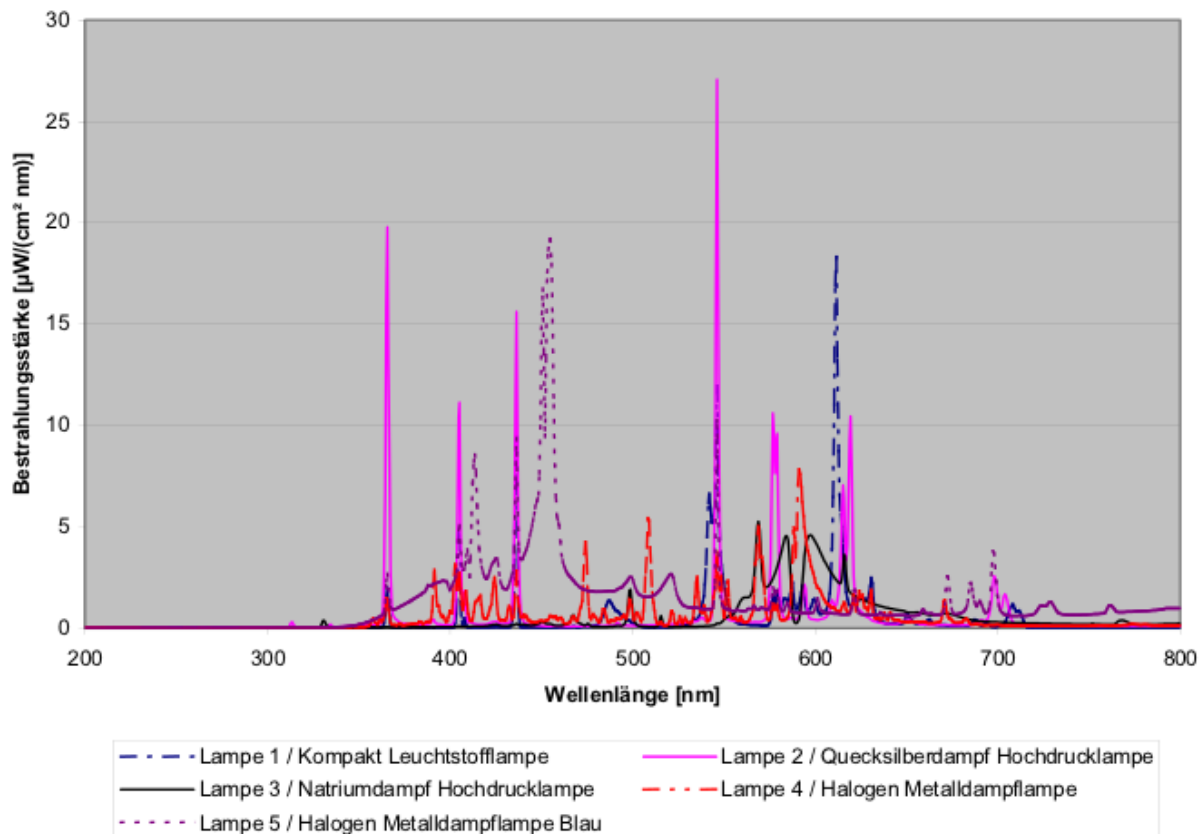
3.7 Darstellung der auf eine Beleuchtungsstärke von $E = 1000$ Lux normierten Spektren in einem gemeinsamen Diagramm



Übersichtsdarstellung Lampenspektren - Ausschnitt



Übersichtsdarstellung Lampenspektren



Der Laboratoriumsleiter:

Der Leiter der Prüf-, Überwachungs-
und Zertifizierungsstelle:

Dipl.-Ing.Dr.techn.R.Hornischer
Oberstadtbaurat

Dipl.-Ing.G.Pommer
Oberstadtbaurat

7.2 Lichtfallenfänge der Trichoptera für die Untersuchungsjahre 2005 und 2010

Tabelle 7.2.1: Fangzahlen der Trichoptera im Detail für beide Untersuchungsjahre. Dargestellt sind die absoluten Fänge je Untersuchungsnacht. a – u: Leuchtnächte.

Familie	Art	26-28.7.2005	01-03.8.2005	03-05.8.2005	05-07.8.2005	08-10.8.2005	10-12.8.2005	30.8-01.9.2005	14-16.9.2005	5-7.6.2010	10-12.6.2010	22-24.6.2010	1-3.7.2010	9-11.7.2010	20-22.7.2010	9-11.8.2010	18-20.8.2010	20-22.8.2010	5-7.9.2010	10-12.9.2010	12-14.9.2010	Gesamt
		a	b	c	d	e	f	g	h	j	k	l	m	n	o	p	q	r	s	t	u	
Ecnomidae	<i>Ecnomus tenellus</i>	6	2	3		3		3		60	9	163	12	6		1	1	2				271
Glossosomatidae	<i>Agapetus delicatulus</i>									37	4											41
	<i>Agapetus laniger</i>	4	1			1		2		3			34	6	6	8						65
	<i>Agapetus ochripes</i>									8		2										10
	<i>Glossosoma boltoni</i>				1	4				1						1						7
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche angustipennis</i>									6												6
	<i>Hydropsyche bulbifera</i>	1																				1
	<i>Hydropsyche bulgaromanorum/guttata</i>	18		4		4	7			17	103	12	1204	1500	1532	90	130	32			6	4659
	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	2	4		19		6	2		11	230	3	392	86	93			31		4		883
	<i>Hydropsyche modesta</i>						6		4	12			29		9							60
	<i>Hydropsyche pellucidula c.f.</i>	1							2	4	36		15	19	81		43			8		209
Hydroptilidae	<i>Agraylea multipunctata</i>									4				2	1							7
	<i>Agraylea sexmaculata</i>		3							5	91	1	11	41	166	30	6	1				355
	<i>Hydroptila angulata</i>									1				3								4
	<i>Hydroptila forcipata</i>	1	1			3				1			1									7
	<i>Hydroptila lotensis</i>								1				2		1							4
	<i>Hydroptila sparsa</i>	7	2			2	10		11	3	7		13	12	5							72
	<i>Hydroptila tineoides</i>						1							2	2							5
	<i>Hydroptila vectis</i>														1							2
	<i>Ithytrichia lamellaris</i>						5			1	2		1		1	1	1					12
	<i>Orthotrichia costalis</i>							1		6			2									9
	<i>Orthotrichia tragetti</i>					2	10		1	1	24	15	11	8	8		1					81
	<i>Oxyethira flavicomis</i>	5	19	1	2	18	54	3	29	2	38	13	253	22	34	1	1					495
Lepidostomatidae	<i>Lepidostoma basale</i>									1			1	1								3
Leptoceridae	<i>Athripsodes aterrimus</i>									1			16	28	2							47
	<i>Athripsodes cinereus</i>												1	1	1							3
	<i>Ceraclea alboguttata</i>							1				1										2
	<i>Ceraclea dissimilis</i>									2			14	3	1							20
	<i>Ceraclea senilis</i>									1												1
	<i>Leptocerus tineiformis</i>									5	1		12	16	6							40
	<i>Mystacides longicornis</i>			1	1	2	1			2	1	13	16	3	2							42
	<i>Oecetis furva</i>		1												1							9
	<i>Oecetis lacustris</i>	1	2							19			23	8	2							55
	<i>Oecetis ochracea</i>									1	6		8	4	5	4	1					29
	<i>Oecetis testacea</i>												1									1
	<i>Oecetis tripunctata</i>												3									3
	<i>Setodes punctatus</i>		1					1						1								3
	<i>Trienodes bicolor</i>													1	1							3
	<i>Ylodes simulans</i>									1												1
Limnephilidae	<i>Glyptotaelius pellucidus</i>																1					1
	<i>Limnephilus affinis</i>									1						1			1	1		4
	<i>Limnephilus flavicornis</i>									2						1				4	3	10
	<i>Limnephilus lunatus</i>														1			1	1	1		4
	<i>Limnephilus marmoratus</i>														1	1						2
Odontoceridae	<i>Odontocerus albicorne</i>												1	7	7							15
Phryganeidae	<i>Agrypnia pagetana</i>												1									1
	<i>Agrypnia varia</i>									1	5	1	1			3	10			2		23
	<i>Phryganea grandis</i>									2	1	1	1	1	2	1	3					12
	<i>Trichostegia minor</i>						1						1				1					3
Polycentropodidae	<i>Cymus crenaticornis</i>	3									8		15	3								29
	<i>Holocetropus dubius</i>									1												1
	<i>Neuroclipsis bimaculata</i>												13	10	4	1						28
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i>										2		3		1							6
Psychomyiidae	<i>Lype reducta</i>									1					2							3
	<i>Psychomyia pusilla</i>	29	18	1	7	4	20		12	10	52		10	13	27	24	1					228
	<i>Tinodes waeneri</i>						6															6
Gesamt Ergebnis		80	54	10	30	32	138	8	65	63	784	74	2274	1813	2012	166	201	67	1	20	11	7903

Tabelle 7.2.2: Fangzahlen der Trichoptera im Detail für beide Untersuchungsjahre. Dargestellt sind die absoluten Fänge je Beleuchtungsmittel. Hellgrau = Fänge nur im Jahr 2010; dunkelgrau = Fänge nur im Jahr 2005; ♀ ♂ = beide Geschlechter in Proben vorhanden. a – f: Leuchtmittel (siehe Tab. 2.4.1 S.16).

Art	♀ ♂	Status der Gefährdung	Individuen je Lichtquelle							Summe
			a	b	c	d	e	a-e	f	
<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur, 1842)	♀ ♂	LC	3	3	2	5	4	17	254	271
<i>Agapetus delicatulus</i> McLachlan, 1884	♀ ♂	VU	-	-	-	-	-	-	41	41
<i>Agapetus laniger</i> (Pictet, 1834)	♀ ♂	VU	1	2	-	-	5	8	57	65
<i>Agapetus ochripes</i> Curtis, 1834	♀	VU	-	-	-	-	-	-	10	10
<i>Glossosoma boltoni</i> Curtis, 1834	♀ ♂	VU	-	-	-	1	4	5	2	7
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis, 1834)	♀ ♂	VU	-	-	-	-	-	-	6	6
<i>Hydropsyche bulbifera</i> McLachlan, 1878	♂	VU	-	-	-	-	1	1	-	1
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i> * Malicky, 1977	♀ ♂	NT*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Hydropsyche contubernalis</i> McLachlan, 1865	♀ ♂	LC	3	-	2	4	24	33	850	883
<i>Hydropsyche guttata</i> * Pictet, 1834	♀ ♂	VU*	3	1	6	10	13	33	4626	4659
<i>Hydropsyche modesta</i> Navás, 1925	♀ ♂	VU	-	3	-	2	5	10	50	60
<i>Hydropsyche pellucidula</i> c.f. (Curtis, 1834)	♀ ♂	VU	-	2	-	-	1	3	206	209
<i>Agraylea multipunctata</i> Curtis, 1834	♀	LC	-	-	-	-	-	-	7	7
<i>Agraylea sexmaculata</i> Curtis, 1834	♀ ♂	LC	-	-	3	-	-	3	352	355
<i>Hydroptila angulata</i> Mosely, 1922	♀ ♂	DD	-	-	-	-	-	-	4	4
<i>Hydroptila forcipata</i> (Eaton, 1833)	♀ ♂	VU	1	-	1	1	2	5	2	7
<i>Hydroptila lotensis</i> Mosely, 1930	♀ ♂	EN	-	-	-	-	1	1	3	4
<i>Hydroptila sparsa</i> Curtis, 1834	♀ ♂	EN	-	7	2	4	19	32	40	72
<i>Hydroptila tineoides</i> Dalman, 1819	♀ ♂	EN	-	-	-	-	1	1	4	5
<i>Hydroptila vectis</i> Curtis, 1834	♀	EN	-	-	-	-	-	-	2	2
<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton, 1873	♀ ♂	NT	-	-	1	-	4	5	7	12
<i>Orthotrichia costalis</i> (Curtis, 1834)	♀ ♂	LC	-	-	-	1	-	1	8	9
<i>Orthotrichia tragetti</i> Mosely, 1930	♀ ♂	LC	-	1	3	3	6	13	68	81
<i>Oxyethira flavicornis</i> (Pictet, 1834)	♀ ♂	LC	6	16	38	27	44	131	364	495
<i>Lepidostoma basale</i> (Kolenati, 1848)	♀ ♂	VU	-	-	-	-	-	-	3	3
<i>Athripsodes aterrimus</i> (Stephens, 1836)	♀ ♂	LC	-	-	-	-	-	-	47	47
<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis, 1834)	♀	VU	-	-	-	-	-	-	3	3
<i>Ceraclea alboguttata</i> (<i>albimacula</i>) Rambur, 1842	♀	VU	-	-	-	1	-	1	1	2
<i>Ceraclea dissimilis</i> (Stephens, 1836)	♀ ♂	VU	-	-	-	-	-	-	20	20
<i>Ceraclea senilis</i> (Burmeister, 1839)	♂	VU	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Leptocerus tineiformis</i> Curtis, 1834	♀ ♂	VU	-	-	-	-	-	-	40	40
<i>Mystacides longicornis</i> (Linnaeus, 1758)	♀ ♂	LC	-	1	-	1	3	5	37	42
<i>Oecetis furva</i> (Rambur, 1842)	♀ ♂	NT	-	-	1	1	1	3	6	9
<i>Oecetis lacustris</i> (Pictet, 1834)	♀ ♂	LC	-	-	2	1	-	3	52	55
<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis, 1825)	♀ ♂	LC	-	-	-	-	-	-	29	29
<i>Oecetis testacea</i> (Curtis, 1834)	♀	VU	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Oecetis tripunctata</i> (Fabricius, 1793)	♀ ♂	CR	-	-	-	-	-	-	3	3
<i>Setodes punctatus</i> (Fabricius, 1793)	♀	EN	-	-	1	1	-	2	1	3
<i>Trienodes bicolor</i> (Curtis, 1834)	♀ ♂	EN	-	-	-	-	-	-	3	3
<i>Ylodes simulans</i> (Tjeder, 1929)	♀	EN	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Glyptotaelius pellucidus</i> (Retzius, 1783)	♂	LC	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Limnephilus affinis</i> Curtis, 1834	♀ ♂	LC	-	-	-	-	-	-	4	4
<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabricius, 1787)	♀ ♂	LC	-	-	-	-	-	-	10	10
<i>Limnephilus lunatus</i> Curtis, 1834	♀ ♂	LC	-	-	-	-	-	-	4	4
<i>Limnephilus marmoratus</i> Curtis, 1834	♀	LC	-	-	-	-	-	-	2	2
<i>Odontocerum albicorne</i> (Scopoli, 1763)	♀ ♂	VU	-	-	-	-	-	-	15	15
<i>Agrypnia pagetana</i> (Curtis, 1835)	♂	NT	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Agrypnia varia</i> (Fabricius, 1793)	♀ ♂	LC	-	-	-	-	-	-	23	23
<i>Phryganea grandis</i> Linnaeus, 1758	♀ ♂	LC	-	-	-	-	-	-	12	12
<i>Trichostegia minor</i> (Curtis, 1834)	♀	VU	-	-	-	-	1	1	2	3
<i>Cymus crenaticornis</i> (Kolenati, 1859)	♀ ♂	NT	1	-	-	2	-	3	26	29
<i>Holocetropus dubius</i> (Rambur, 1842)	♂	LC	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Neuroclipsis bimaculata</i> (Linnaeus, 1758)	♀ ♂	LC	-	-	-	-	-	-	28	28
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)	♀ ♂	VU	-	-	-	-	-	-	6	6
<i>Lype reducta</i> (Hagen, 1868)	♀ ♂	EN	-	-	-	-	-	-	3	3
<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabricius, 1781)	♀ ♂	VU	8	13	17	3	50	91	137	228
<i>Tinodes waeneri</i> (Linnaeus, 1759)	♀ ♂	LC	-	-	3	1	2	6	-	6
Summe Stichproben			26	49	82	69	191	417	7486	7903
Mittelwert			4	2	4	6	5	8	12	20
Arten			6,5	24,5	20,5	11,5	38,2	52,1	623,8	395,2
			8	10	14	18	20	26	54	56

7.3 Aquatische Käfer und geschützte Schmetterlinge im Untersuchungsgebiet

Tabelle 7.3.1: Gefährdete Lepidoptera in den Lichtfallenfängen 2005 und 2010. Kategorie ++ = letzter Nachweis in den vergangenen 10 Jahren (zumindest für Wien nicht gefährdet). Beleuchtungsmittel siehe Tab. 2.4.1.

Taxon	Gefährdungsstatus	Anzahl pro Beleuchtungsmittel
<i>Minois dryas</i> (Scopoli, 1763)	VU	2 (c) , 5 (f)
<i>Euplagia quadripunctaria</i> (Poda, 1761)	VU	1 (c), 2 (e), 3 (f)
<i>Smerinthus ocellata</i> (Linnaeus, 1758)	++	2 (f)

Tabelle 7.3.2: Echte und falsche Wasserkäferarten (sensu JÄCH & JI 1998), die in den Lichtfallen gefunden wurden.

Taxon	Probe j 5-7.06.2010	Probe q 18.-20.08.2010
Dytiscidae		
<i>Rhantus suturalis</i> (W.S.Macleay, 1825)	2	0
<i>Bidessus nasutus</i> Sharp, 1887	1	0
<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)	53	0
<i>Hydroporus angustatus</i> Sturm, 1835	1	0
<i>Hygrotus impressopunctatus</i> (Schaller, 1783)	7	0
<i>Hygrotus inaequalis</i> (Fabricius, 1777)	1	0
Hydrophilidae		
<i>Anacaena limbata</i> (Fabricius, 1792)	1	0
<i>Berosus frontifoveatus</i> Kuwert, 1888	3	0
<i>Berosus signaticollis</i> (Charpentier, 1825)	2	0
<i>Berosus spinosus</i> (Steven, 1808)	1	0
<i>Cymbiodyta marginella</i> (Fabricius, 1792)	3	0
<i>Enochrus bicolor</i> (Fabricius, 1792)	6	0
<i>Enochrus coarctatus</i> (Gredler, 1863)	5	0
<i>Enochrus melanocephalus</i> (Olivier, 1792)	17	0
<i>Enochrus quadripunctatus</i> (Herbst, 1797)	2	0
<i>Enochrus testaceus</i> (Fabricius, 1801)	19	0
<i>Laccobius c.f. striatulus</i> (Fabricius, 1801)	1	0
<i>Laccobius minutus</i> (L., 1758)	4	0
<i>Coelostoma orbiculare</i> (Fabricius, 1775)	11	0
<i>Cercyon laminatus</i> (Sharp, 1873)	8	5
<i>Cercyon marinus</i> Thomson, 1853 o <i>bifenestratus</i> Küster, 1851	6	0
<i>Cercyon quisquilius</i> (L., 1761)	7	0
<i>Cercyon sternalis</i> (Sharp, 1918)	6	0
Helophoridae		
<i>Helophorus minutus</i> Fabricius, 1775 o <i>paraminutus</i> Angus, 1986	14	0
Hydraenidae		
<i>Limnebius atomus</i> (Duftschmid, 1805)	19	2
<i>Ochthebius minimus</i> (Fabricius, 1792)	1	0
Dryopidae		
<i>Dryops auriculatus</i> (Geoffroy, 1785)	3	0
Heteroceridae		
<i>Heterocerus fenestratus</i> (Thunberg, 1784)	517	60
<i>Heterocerus fuscus</i> Kiesenwetter, 1843	100	5
<i>Heterocerus c.f. obsoletus</i> Curtis, 1828	2	0
Limnichidae		
<i>Pelochares versicolor</i> (Waltl, 1838)	1	0
Scirtidae		
<i>Cyphon laevipennis</i> Tournier, 1868	25	0
<i>Cyphon ochraceus</i> Stephens, 1830	1	0
<i>Cyphon padi</i> (Linnaeus, 1758)	4	0
<i>Cyphon palustris</i> C.G. Thomson, 1855	3	0
<i>Cyphon pubescens</i> Fabricius, 1792	12	0

8 Zusammenfassung

In den Sommermonaten der Jahren 2005 und 2010 wurden in der Lobau bei Wien Lichtfallen-Versuche mit fünf Straßenbeleuchtungsmitteln bzw. einer Schwarzlichtröhre (UV-Licht) durchgeführt. Sowohl die Anzahl der gefangenen Arten als auch die Individuenanzahl war beim Lichtfang mit dem reinen UV-Leuchtmittel höher als bei Lichtfang mit konventionellen Straßenbeleuchtungsmitteln. Insgesamt wurden in den beiden Untersuchungsjahren 7926 Trichopteren aus elf Familien und 57 Arten erbeutet. Pro Stunde Leuchtzeit wurden 2005 $1,2 \pm 0,8$ Individuen (arithmetisches Mittel, $\pm$ S.D.) mit fünf unterschiedlichen Leuchtmitteln gefangen. 2010 waren es mit einer UV-Lichtfalle im Mittel 39,0 Individuen pro Stunde. Von den 57 Arten wurden 55 im Jahr 2010 und 27 im Jahr 2005 gefangen. Die Stichprobenanzahl belief sich im Jahr 2010 auf zwölf Doppelnächte und für das Jahr 2005 auf neun Doppelnächte, wobei in jeder Nacht drei unterschiedliche Straßen-Beleuchtungsmittel zum Einsatz kamen.

Die Hauptflugzeit der meisten Trichopteren, sowohl in Individuenzahlen (arithmetischer Mittelwert pro Doppelnacht mit UV-Lichtfalle = 2033) als auch in Artenzahlen (47 Arten), lag im Monat Juli.

Unter den nachgewiesenen Arten ist die vom Aussterben bedrohte Art *Oecetis tripunctata* (FABRICIUS, 1793) hervorhebenswert. Sie ist hiermit für die österreichische Donau und ihre Auen erstmals nachgewiesen. Ein weiterer Erstnachweis für die österreichischen Donauauen ist *Hydroptila lotensis* MOSELY 1930. Erstnachweise für den Stromkilometer-Abschnitt von Freudenau bis zur Slowakei sind *Limnephilus marmoratus* CURTIS 1834, *Odontocerum albicorne* (SCOPOLI 1763) und *Lype reducta* (HAGEN 1868) (KUSDAS 1955; BAW WIEN 2000; GRAF ET AL. 2006; MALICKY 2009; RECKENDORFER ET AL. 2013; ZOBODAT 2013).

Das Geschlechterverhältnis der angelockten Trichopteren unterschied sich signifikant in den unterschiedlichen Fangjahren und Fangmethoden. Im Jahr 2010 (UV-Lichtfalle) kamen auf jedes Männchen drei Weibchen (signifikant auf Ordnungsniveau sowie bei drei Arten), 2005 konnte kein signifikanter Unterschied im Geschlechterverhältnis festgestellt werden. Der höhere UV-Anteil des Lichtspektrums der Fallen von 2010 hatte nicht nur einen Effekt auf die geschlechtspezifische Anlockwirkung, es wurde auch ein höherer relativer Anflug von Trichopterenarten mit Ozellen verzeichnet.

Auf Basis einer explorativen Datenanalyse wurde der optimale Betrieb von Lichtfallen für im Sommer fliegende Trichopteren bestimmt. Ab einer mittleren Windgeschwindigkeit von 6 km h^{-1} und unter einer mittleren Nachttemperatur von 11°C (jeweils Mediane) kann mit negativen Anflugeffekten gerechnet werden.

In den neun Doppelnächten (2005) wurden 17617 Individuen aus elf Ordnungen gefangen. Die Anlockwirkung der Straßenbeleuchtungsmittel unterschied sich teilweise signifikant voneinander. Dies gilt vor allem für die Ordnung Trichoptera, weshalb sie unter anderem als guter Prädiktor für die Anlockwirkung von Insekten durch künstliche Lichtquellen an einem Auenstandort gesehen werden kann. Als entscheidender Faktor für die Anlockwirkung einer Lichtquelle wurde, bei angepasster Beleuchtungsstärke, dessen Bestrahlungsstärke erkannt. Dies bezieht sich auf den gesamten gemessenen Spektralbereich von 200 bis 800 nm. Überdies wurde ein signifikanter Einfluss auf den Fangerfolg durch die Nachttemperaturen und die Wahl des Standortes (Mikrohabitat) festgestellt.

Lebenslauf

Persönliche Daten

Name: Martin Soneira
Geboren am: 20.08.1981 in Grabs, Schweiz
Wohnhaft in: Arnethgasse 60/29, 1160 Wien
Kontakt: e-mail: martin@soneira.at
Mobil. Tel.: 0676 70 88 379

Schul Ausbildung

1987-1991: Volksschule in Eberndorf (Kärnten)
1992-1996: Unterstufenrealgymnasium in Völkermarkt (Kärnten)
1996-2000: Lehre zum Schlosser (Fachberufsschule Wolfsberg, Kärnten)
2004-2005 : Studienberechtigungsprüfung in Graz (Steiermark)

Studium / wissenschaftliche Tätigkeiten

2005-2013: Diplomstudium Biologie, Stzw. Ökologie mit Schwerpunkt Limnologie an der Universität Wien
2008-2009: Organisator des freiwilligen Lesekreises Limnologie
SoSe 2008: Tutor zur Vorlesung Einführung in die Limnologie (Vortragender: F. SCHIEMER)
2010-2013: Diplomarbeit
2011-2012: Mitarbeiter bei ARGE Ökologie (Technisches Büro für Ökologie in Wien)
seit 2012: Freiberuflicher Ökologe
2012-2013: Projektleitung und -durchführung für das Magistrat 33 der Stadt Wien zum Thema: Auswirkungen auf die Insekten-Fauna durch die Umrüstung von Kugelleuchten auf LED-Beleuchtungen.
Mai 2013: Vortrag zum Thema: Künstliche Beleuchtung und ihre Auswirkung auf die nacht- und dämmerungsaktive Tierwelt. Kongress der Lichttechnischen Gesellschaft Österreich (LTG) in Eisenstadt.